TEXTE

151/2020

Anwendungsgrundsätze für Geringfügigkeitsschwellen zum Schutz des Grundwassers (GFS-Werte) am Beispiel der Niederschlagswasserversickerung

Abschlussbericht

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 151/2020

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3717 23 221 0

FB000318

Anwendungsgrundsätze für Geringfügigkeitsschwellen zum Schutz des Grundwassers (GFS-Werte) am Beispiel der Niederschlagswasserversickerung

Abschlussbericht

von

Lydia Rösel, Christian Hildmann, Manja Walko, Thomas Heinkele
Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.,
Finsterwalde

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

/umweltbundesamt.de
/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:
Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.
Brauhausweg 2
03238 Finsterwalde

Abschlussdatum:
September 2018

Redaktion:
Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser & Boden
Bernd Kirschbaum

Publikationen als pdf:
http://www.umweltbundesamt.de/publikationen

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2020

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Anwendungsgrundsätze für Geringfügigkeitsschwellen zum Schutz des Grundwassers (GFS-Werte) am Beispiel der Niederschlagswasserversickerung

Die ortsnahe Versickerung von Niederschlagswasser, welches von befestigten Oberflächen abfließt, dient der Verbesserung des lokalen Wasserhaushalts, vor allem in urbanen Gebieten und steht zunehmend im Fokus der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung. Durch den Kontakt des Regenwassers mit Dächern und Verkehrsflächen wird das Abflusswasser verschmutzt. Schwermetalle und organische Verbindungen werden in gelöster und partikulärer Form vom Wasser aufgenommen und verlagert.

Wir untersuchen die Frage, ob die Praxis der dezentralen Niederschlagswasserversickerung mit dem vorsorgenden Grundwasserschutz vereinbar ist und ob die von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) formulierten Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS-Werte) eingehalten werden. Die Bewertung erfolgt auf Basis einer umfangreichen Literaturauswertung und anhand von Beispielrechnungen. Bei Dachflächen ist der Anteil an Metall ausschlaggebend, für Verkehrsflächen deren Nutzungsintensität. Über diese Fallmerkmale ergeben sich in Verbindung mit der Art der Versickerung und gegebenenfalls einer zusätzlichen Behandlung die Anwendungsgrundsätze für die GFS-Werte.

Kommen die Anwendungsgrundsätze zum Einsatz, ist es sehr wahrscheinlich, dass die GFS-Werte im Sickerwasser eingehalten werden. Aufgrund von Stoffverlagerungen oder Erschöpfungserscheinungen beim Stoffrückhalt können auch Schadstoffkonzentrationen oberhalb der GFS-Werte das Grundwasser erreichen. Jedoch kann mit der Versickerung über den bewachsenen Oberboden und unter dem Einsatz zusätzlicher Behandlungsmaßnahmen das Risiko einer Grundwasserbelastung durch die Regenwasser

versickerung sehr stark minimiert werden.

Abstract: Application standards for maximum threshold values for groundwater protection (GFS-Werte) using the example of precipitation infiltration

The precipitation which run off of paved surfaces and infiltrate close by improve the local water budget especially in urban areas. The contact of the precipitation with roofs and traffic areas leads to substantial water pollution. The runoff water collects and transports dissolved and particulate heavy metals and organic materials.

The aim of this study is to determine whether the local infiltration has negative impacts on groundwater protection and if the present legislation meets the LAWA maximum threshold values (GFS-values). We assess the infiltration of roof and street runoff based on an extensive review of literature and own calculations. For roofs, the percentage of metal is deciding whereas the general use intensity of traffic areas is the relevant factor. These properties lead to the application standards and the kind of infiltration and treatment.

If the application standards are applied, it is very likely that the GFS-values in infiltration water will be complied with. However, since exhaustion of the retention capacity and breakthrough of contaminants in the soil is unknown, it is still possible that polluted seepage water reach the groundwater. However, the risk of groundwater contamination due to infiltrated stormwater can be greatly minimized by infiltration via the vegetated top soil and the use of additional treatment measures.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis ... 10
List of figure ... 11
Tabellenverzeichnis ... 12
List of tables ... 15
Abkürzungsverzeichnis ... 16
Zusammenfassung ... 18
Summary ... 30
1 Einleitung ... 40
2 Rechtliche Grundlagen ... 42
2.1 Wasserhaushaltsgesetz ... 42
2.2 Landesgesetze ... 42
2.3 Länderspezifische Verordnungen zur Niederschlagswasserversickerung ... 46
2.4 Rechtliche Einordnung der Geringfügigkeitsschwellen ... 47
2.5 Bewertung der gesetzlichen Regelungen ... 48
3 Aktuelle Regenwasserbewirtschaftung ... 49
3.1 Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung ... 49
3.2 Niederschlagsversickerung im Sinne einer naturnahen Bewirtschaftung ... 50
3.2.1 Allgemeine Anforderungen an die Niederschlagswasserversickerung ... 50
3.2.2 Dezentrale Versickerung ... 51
3.2.3 Zentrale Versickerung ... 52
3.3 Niederschlagswasserbehandlung ... 52
3.4 Integration der Niederschlagsbewirtschaftung in die städtebauliche Planung ... 53
3.4.1 Möglichkeiten in Neubaugebieten ... 53
3.4.2 Möglichkeiten in bestehenden Siedlungsgebieten ... 53
3.5 Zusammenfassung ... 53
4 Beschreibung des Wirkungspfads ... 55
5 Niederschlagsbildung und atmosphärische Deposition ... 58
6 Bildung von Niederschlagswasserabfluss ... 59
6.1 Niederschlagsabfluss von Dächern ... 59
6.1.1 Niederschlagseigenschaften ... 59
6.1.2 Materialien ... 60
6.1.2.1 Zink- und Kupferbedachung ... 60
6.1.2.2 Schiefer gedeckte Dächer ... 62

6.1.2.3 Glasierte Betonziegel ... 63
6.1.2.4 Betonziegel ... 63
6.1.2.5 Tonziegel ... 64
6.1.3 First-Flush-Effekt ... 65
6.1.4 Dacheigenschaften ... 65
6.1.5 Abfluss von Gründächern ... 65
6.2 Niederschlagsabfluss von Straßen ... 66
6.2.1 Stoffeintrag ... 66
6.2.2 Stoffgruppen ... 68
6.2.2.1 Eintrag von Schwermetallen ... 68
6.2.2.2 Eintrag von Organischen Verbindungen ... 69
6.2.3 Einflussparameter auf Stoffausträge ... 69
6.3 Niederschlagsabfluss von Parkplatzflächen ... 70
6.3.1 Charakterisierung von Parkplatzflächen ... 70
6.3.2 Stoffkonzentrationen ... 70
6.3.3 Stofffrachten von Parkplätzen ... 71
6.4 Liste relevanter Stoffe ... 72
6.5 Schlussfolgerung ... 73
7 Bodenpassage ... 74
7.1 Retentionsprozesse in der Bodenpassage ... 74
7.1.1 Spezifisches Verhalten der Schwermetalle im Boden ... 75
7.1.2 Spezifisches Verhalten von Pestiziden im Boden ... 76
7.1.3 Spezifisches Verhalten von organischen Verbindungen im Boden ... 76
7.2 Stoffrückhalt bei Dachabflüssen in der dezentralen Versickerungsanlage ... 77
7.2.1 Anforderungen an den Standort ... 77
7.2.2 Standortspezifische Verteilung von Schadstoffen ... 77
7.2.3 Stoffkonzentrationen im Sickerwasser ... 78
7.3 Stoffrückhalt bei der Straßenentwässerung ... 79
7.3.1 Bodeneigenschaften und stoffliche Verteilung ... 79
7.3.2 Standortspezifischer Stoffrückhalt und Sickerwasser ... 81
7.3.2.1 Schwermetalle ... 81
7.3.2.2 Organische Verbindungen ... 83
7.3.2.3 Eintrag von Tausalz ... 84
7.3.3 Veränderungen der Adsorptionsprozesse durch Tausalzeintrag ... 84

7.4 Versickerungsanlagen an Parkplatzflächen ... 85
7.5 Vorbelastung des Bodens ... 85
7.6 Maßnahmen zur langfristigen Vermeidung einer Grundwassergefahr ... 86
7.7 Schlussfolgerung ... 87
8 Kriterien für den Umgang im wasserrechtlichen Vollzug ... 89
8.1 Berechnungsverfahren für Dachabflüsse ... 89
8.2 Bedachung mit geringem oder ohne Metallanteil ... 91
8.2.1 Nichtmetallenes Dach und Rinne ... 91
8.2.2 Nichtmetallenes Dach und Metallrinne ... 92
8.2.3 Pestizide und organische Verbindungen im Dachabfluss ... 93
8.3 Beispielrechnungen zu nichtmetallenem Dach mit Metallrinne ... 93
8.4 Bedachung mit hohem Metallanteil ... 95
8.4.1 Bedachung ausschließlich mit Metallflächen ... 96
8.4.2 Kombinierte Bedachung aus Metall und anderen Materialien ... 97
8.5 Beispielrechnungen mit verschieden großem Metalldachanteil ... 98
8.6 Beispielrechnungen mit variierenden Parametern ... 100
8.7 Bedeutung der Bodenpassage für den Stoffrückhalt ... 104
8.8 Berechnungsverfahren für Abflüsse von Verkehrsflächen ... 105
8.8.1 Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabflusswasser ... 105
8.8.2 Berechnung der Stoffkonzentration im Sickerwasser ... 107
8.8.2.1 Versickerung über das Straßenbankett ... 107
8.8.2.2 Versickerung über die Versickerungsmulde ... 108
8.8.3 Beispielrechnung ... 109
8.9 Anwendungsgrundsätze für die Versickerung von Dachabflusswasser ... 110
8.10 Anwendungsgrundsätze für die Versickerung von Straßenabflusswasser ... 112
9 Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung ... 114
9.1 Reinigungsleistung von Filtermaterialien und Filtersystemen ... 114
9.1.1 Mechanische Filterung und Sedimentation ... 114
9.1.2 Adsorptionsfähige Filtermaterialien ... 114
9.1.3 Kombinierte Filtersysteme ... 115
9.2 Reinigungsleistung von Biofiltersystemen ... 116
9.3 Schlussfolgerung zu Filtermaterialien und Filtersystemen ... 116
10 Forschungsbedarf ... 117
11 Rechtsquellenverzeichnis ... 118

12 Quellenverzeichnis 119

A Anhang 129

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Vergleich Stoffkonzentration aus der Literatur mit den Ergebnissen der Beispielrechnungen; eigene Berechnungen und Darstellung. 25
Abbildung 2: Entscheidungsbaum für die Einteilung der Anwendungsgrundsätze. 27
Abbildung 3: Wirkungspfad vom Regenwasser bis zum Grundwasser; der Pfad verläuft von links nach rechts (dunkelblaue Kästchen), mit seinen Kontaktbereichen, in dem die jeweiligen Wechselwirkungen stattfinden (hellblau) und die für die Prozesse wesentlich sind. 56
Abbildung 4: Erforderliche Retentionsleistung der Bodenpassage zur Einhaltung des GFS-Werts von Kupfer (5,4 µg/l) bei drei verschiedenen Jahresdurchschnittsniederschlägen und sieben Dachgrößen; eigene Darstellung. 95
Abbildung 5: Erforderliche Retentionsleistung der Bodenpassage zur Einhaltung des GFS-Werts von Zink (60 µg/l) bei drei verschiedenen Jahresdurchschnittsniederschlägen und sieben Dachgrößen; eigene Darstellung. 95
Abbildung 6: Vergleich Stoffkonzentrationen aus der Literatur mit eigenen Beispielrechnungen; eigene Berechnungen und Darstellung. .97
Abbildung 7: Kupferkonzentrationen bei unterschiedlich hohem Metalldachanteil aus Kupfer am Gesamtdach und drei verschiedenen Jahresniederschlägen, eigene Berechnung.....99
Abbildung 8: Zinkkonzentrationen bei unterschiedlich hohem Metalldachanteil aus Zink am Gesamtdach und drei verschiedene Jahresniederschlägen; eigene Berechnungen....99
Abbildung 9: Separate Versickerung von Dachabfluss und Niederschlag. ..100
Abbildung 10: Zinkkonzentrationen bei verschieden großen Grundstücksflächen, Jahresniederschlägen, Metalldachanteilen und einer Freisetzungsrate von 2,1 g Zn/m²/a.....101
Abbildung 11: Zinkkonzentrationen bei verschieden großen Grundstücken, Jahresniederschlägen, Metalldachanteilen und einer Freisetzungsrate von 1,1 g Zn/m²/a. 102
Abbildung 12: Kupferkonzentrationen bei verschieden großen Grundstücksflächen, Jahresniederschlägen, Metalldachanteilen und einer Freisetzungsrate von 1,3 g Cu/m²/a. 102
Abbildung 13: Kupferkonzentrationen bei verschieden großen Grundstücksflächen, Jahresniederschlägen, Metalldachanteilen und einer Freisetzungsrate von 1,0 g Cu/m²/a. 103
Abbildung 14: Entscheidungsbaum für Bagatellfälle und Komplexe Fälle. ...112

List of figure

Figure 1: Compare concentrations from literature and own calculation. 35

Figure 2: Decision tree to classify the application standards for roof runoff. 37

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Eingangsparameter zur Berechnung der Stoffkonzentration im Dachabflusswasser und im Sickerwasser 23
Tabelle 2: Parameter, die aus der Berechnung zur Stoffkonzentration im Dachabfluss hervorgehen. 24
Tabelle 3: Ausgangsparameter für die Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabfluss. 28
Tabelle 4: Konstante Eingangsparameter zur Berechnung der Sickerwassermenge. 28
Tabelle 5: Berechnungsschritte für die Versickerung über das Straßenbankett bzw. die Versickerungsmulde.....28
Tabelle 6: Übersicht der in den Ländergesetzen aufgeführten Regelungen zur Niederschlagswasserversickerung (eigene Darstellung). ...43
Tabelle 7: Zink- und Kupfer-Konzentrationen in Abhängigkeit von pH und Alter der Metallfläche; Quelle: Wicke et al. (2014).....59
Tabelle 8: Stofffrachten aus kupfernen Oberflächen.....60
Tabelle 9: Stofffrachten aus zinkhaltigen Oberflächen. 61
Tabelle 10: Stoffkonzentration im Abflusswasser von Schiefer-Dächern mit Zinkrinnen. 63
Tabelle 11: Veränderung der Kupferkonzentration und des pH-Wertes im Dachabflusswasser durch den Kontakt mit dem Dach und der Kupferrinne; Quelle: Pennington und Webster-Brown (2008). 63
Tabelle 12: Vergleich verzinktes Dach und Betonziegel; Quelle: Thomas und Greene (1993). 64
Tabelle 13: Stoffaustrag von Betonziegeln. 64
Tabelle 14: Stoffaustrag aus Tonziegeln. 64
Tabelle 15: Mittlere Stoffkonzentrationen im Straßenabflusswasser, unterteilt in Straßentypen und nach Gesamtkonzentration und Konzentration des gelösten Anteils.....67
Tabelle 16: Gelöste Stofffrachten ausgewählter Metalle von unterschiedlich hoch frequentierten Verkehrsflächen. 68
Tabelle 17: Partikulärer Anteil ausgewählter Stoffe an ihrer Gesamtkonzentration des Straßenabflusswassers (eigene Darstellung). 69
Tabelle 18: Stoffkonzentrationen im Abflusswasser verschiedener Parkplatzflächen; Quelle: Revitt et al. (2014).....71
Tabelle 19: Stoffkonzentrationen im Abflusswasser von Parkplatzflächen. 71
Tabelle 20: Stofffrachten in mg/m²/a von unterschiedlich intensiv genutzten Parkplätzen.....72

Tabelle 21: Dominate und weniger häufig auftretende Stoffe im Abflusswasser von Dächern, von Gründächern und von Straßen. 72
Tabelle 22: Empfehlungen zur Herstellung einer Versickerungsmulde; Quelle: DWA (2005). 77
Tabelle 23: Konzentrationen im Dachabfluss und maximale Konzentrationen im Bodenwasser in 1,6 m Bodentiefe (Lysimeterproben); Quelle: Mason et al. (1999). 79
Tabelle 24: Berechnete Adsorptionskapazität auf Basis der Daten in Tabelle 23. 79
Tabelle 25: Stoffkonzentrationen des Sickerwassers im Straßenbankett...82
Tabelle 26: Stoffretention im Straßenbankett [Prozent]. 83
Tabelle 27: Stoffrückhalt [%] in straßennahen Versickerungsmulden und durch breitflächige Versickerung am Straßenrand; Quelle: Nadler und Meißner (2007). 83
Tabelle 28: Stoffreduzierung im Abflusswasser durch Reinigungssysteme an einem Parkplatz; Quelle: Newman et al. (2013)....85
Tabelle 29: Eingangsparameter für die Berechnung der Stoffkonzentrationen in Dachabflüssen. 89
Tabelle 30: Parameter, die aus der Berechnung zur Stoffkonzentration im Dachabfluss hervorgehen. 91
Tabelle 31: Stoffkonzentration aus nichtmetallischem Dach- und Rinnenmaterial, wie Beton- und Tonziegel bzw. PVC-Rinnen. .91
Tabelle 32: Literaturangaben zu Stoffkonzentrationen im Abfluss von nichtmetallenen Dächern mit Metallrinnen. 92
Tabelle 33: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Dachabflusswasser ausschließlich unter Verwendung einer Kupfer- bzw. Zinkrinne, eigene Berechnung. 94
Tabelle 34: Beispielrechnungen mit unterschiedlich großen Grundstücken und Metallflächen an der Gesamtfläche, eigene Berechnungen. 103
Tabelle 35: Ausgangsparameter für die Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabfluss. 106
Tabelle 36: Angabe der Straßenbreite je Straßentyp. 106
Tabelle 37: Freisetzungsraten [FR] in mg/m²/a für zwei Straßentypen....106
Tabelle 38: Neu berechnete Parameter zur Berechnung der Abflusswasserkonzentration von Verkehrsflächen. 107
Tabelle 39: Konstante Eingangsparameter zur Berechnung der Sickerwassermenge. 107
Tabelle 40: Anteil an Schwermetallkonzentration, die nach der Perkolation durch ein Straßenbankett im Sickerwasser verbleibt (dimensionslos)....108

Tabelle 41: Neu hinzugekommene Parameter bei der Berechnung der Sickerwasserkonzentration. 108
Tabelle 42: Konstante Eingangsparameter für die Berechnung der Sickerwasserkonzentration in einer Versickerungsmulde. 108
Tabelle 43: Anteil an Schwermetallen, die nach der Perkolation durch eine Versickerungsmulde im Sickerwasser verbleiben (dimensionslos) – Retentionsfaktor. 109
Tabelle 44: Vergleich berechneter Stoffkonzentrationen und Literaturwerte. 109

List of tables

Table 1: Input parameters for the calculation of concentrations in roof runoff and in seepage. 34
Table 2: Output parameters originate from the calculation of runoff concentration 35
Table 3: Input parameters to calculate the concentrations in the runoff of traffic areas. 38
Table 4: Constant input parameters for the calculation of seepage amount. 38
Table 5: Calculation steps for the infiltration via embankment and vegetated swales. 38

Abkürzungsverzeichnis

AOX	adsorbierte organisch gebundene Halogene
BASt	Bundesanstalt für Straßenwesen
BB	Brandenburg
BE	Berlin
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik
DOC	Dissolved Organic Carbon, deut.: gelöster organischer Kohlenstoff
DTV	durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
EMC	Event mean concentration (deut.: Durchschnittskonzentration eines Regenereignisses
GEH	granulierter Eisenhydroxid
GFS	Geringfügigkeitsschwellenwert
HB	Hansestadt Bremen
HE	Hessen
HH	Hansestadt Hamburg
KURAS	Konzept für urbane Regenwasserbewirtschaftung und Abwassersysteme
KW	Kohlenwasserstoffe
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LAWA	Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LSA	Land Sachsen-Anhalt
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MV	Mecklenburg-Vorpommern
NI	Niedersachsen
NRW	Nordrhein-Westfalen
NWFreiV	Niederschlagswasserfreistellungsverordnung
PAK	Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe

PCB	Polychlorierte Biphenyle
PVC	Polyvinylchlorid
RP	Rheinland-Pfalz
SH	Schleswig-Holstein
SL	Saarland
SN	Sachsen
TH	Thüringen
TRENGW	Technische Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in das Grundwasser
VD	Verkehrsdichte
AOX	adsorbierte organisch gebundene Halogene

Zusammenfassung

Einleitung

Dem anfallenden Niederschlagswasser wird zunehmend mehr Aufmerksamkeit zuteil. Befördert durch die Auswirkungen des Klimawandels wird angestrebt, einen möglichst hohen Anteil des Niederschlagswassers in dem natürlichen Wasserkreislauf zu belassen, anstatt es rasch über die Entwässerung und Vorflut abzuführen. Dazu gehört auch die ortsnahe Versickerung des Regenwassers, das im Siedlungsbereich und auf Verkehrswegen anfällt (siehe dazu § 55 Abs. 2 WHG).

Allerdings nimmt das Niederschlagswasser auf seinem Weg über die anthropogen gestalteten Oberflächen wie Dachflächen, Regenrinnen, Asphaltdecken etc. eine Reihe von Stoffen auf und transportiert sie ab. Darunter befinden sich auch umweltbelastende Stoffe wie Schwermetalle und Pestizide. Trotz erheblicher Verringerung der Schwermetalleinträge in den letzten dreißig Jahren treten Kupfer und Zink immer noch in erhöhten Konzentrationen in Böden und Gewässern auf. Das von metallischen Dach- oder Fassadenflächen abfließende Niederschlagswasser ist deutlich höher mit Kupfer und Zink belastet als das Regenwasser. Im Verkehrsbereich sind zahlreiche Einzelquellen wie Reifen-, Brems- und Fahr-bahnabrieb, Auswuchtgewichte, Oberleitungen und verzinkte Ausrüstungen (z.B. Leitplanken, Schilder, Masten) zu nennen (Hillenbrand et al. 2005).

Im Sinne eines vorsorgenden Grundwasserschutzes wurde für diesen Anwendungsbereich durch die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für eine Vielzahl von Stoffen Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS-Werte) festgelegt, um nachteilige Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit bei der Grundwasserbenutzung vorsorglich zu verhindern (LAWA 2016). Zugrunde gelegt wurden dabei sowohl die Qualitätskriterien der Trinkwasserverordnung als auch ökotoxikologische Ableitungen. Damit soll sowohl die Nutzbarkeit des Grundwassers als Trinkwasser als auch dessen Funktion als Lebensraum sichergestellt werden. Der Ort der Beurteilung bzw. der Prognose, ob die GFS-Werte eingehalten werden, befindet sich vor dem Übergang des Sickerwassers von der wasserungesättigten Bodenzone in das Grundwasser.

Am Beispiel der Versickerung von Niederschlagswässern soll deshalb die Anwendung der GFS-Werte erprobt und zugleich mit Hilfe von Kriterien der wasserrechtliche Vollzug vereinfacht werden. Hierfür wird ein gestuftes Verfahren entwickelt, bei dem einfache Fälle als Bagatellfälle beschrieben werden, bei denen bei einer Einleitung in das Grundwasser von der Einhaltung der GFS-Werte ausgegangen werden kann. Schließlich sind komplexe Fälle zu betrachten, bei denen das Wechselspiel verschiedener Parameter zu berücksichtigen und ggf. Maßnahmen abzuleiten sind, um die Einhaltung der GFS-Werte z.B. durch Behandlungsanlagen zum Stoffrückhalt zu gewährleisten. Die verschiedenen Fälle werden jeweils durch Fallbeispiele untersetzt.

Im vorliegenden Bericht steht das Abflusswasser von Dächern, Straßen und Parkplätzen im Fokus. Auch wenn der Abfluss anderer befestigter Flächen ebenfalls von Relevanz ist, musste eine Abgrenzung des Betrachtungsgegenstands vorgenommen werden.

Zur Beantwortung der Fragestellung, ob bei der Versickerung von Niederschlagswasser die Geringfügigkeitsschwellenwerte im dem Grundwasser zuströmenden Sickerwasser eingehalten werden, ist eine genaue Betrachtung des Wirkungspfades unerlässlich. Mit Hilfe einer umfangreichen Literaturauswertung werden die Prozesse und relevante Einflussgrößen jeder Ebene herausgearbeitet, die maßgeblich die Stoffkonzentrationen im Wasser bestimmen. Dabei werden Quellen für hohe Stoffkonzentrationen identifiziert und mit konkreten Zahlen aus der ausgewerteten Literatur untersetzt.

Im zusammenfassenden Kapitel 8 werden die erarbeitete Informations- und Datenlage zur Einteilung in einfache und komplexe Fälle der Niederschlagswasserversickerung verwendet. Für komplexe Fälle wird ein einfaches Berechnungsverfahren vorgeschlagen, auf dessen Grundlage eine geeignete Behandlung des Abflusswassers ausgewählt werden kann. Beispielrechnungen zeigen auf, in welchem Konzentrationsspektrum sich das Abflusswasser unter bestimmten Konstellationen des verwendeten Dachmaterials befindet. Abschließend werden mit Hilfe eines Entscheidungsbaums die Anwendungsgrundsätze für Dachabflüsse formuliert. Auf Basis der Beispielrechnungen und Literaturwerte zur Versickerung von Straßenabflusswasser ergeben sich ebenfalls Anwendungsgrundsätze.

Rechtliche Grundlagen

Bei der Niederschlagswasserversickerung ist übergeordnet das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG) und besonders dessen §§ 25, 46, 47, 54 und 55 zu berücksichtigen. In den Wassergesetzen der Länder wird das Wasserhaushaltsgesetz weiter untersetzt und konkretisiert. Dabei wird die Bewirtschaftung und der Umgang mit Niederschlagswasser in sehr unterschiedlichem Umfang in den Ländergesetzen beschrieben. Im Fokus stehen dabei die Voraussetzungen, wann Niederschlagswasser, was definitionsgemäß als Abwasser bezeichnet wird, erlaubnisfrei versickert werden kann. Zudem ist in den Ländergesetzen die Zuständigkeit der Abwasserbeseitigung, die Abgabefreiheit, die Genehmigungspflicht und der Umgang mit Niederschlagswasser von Verkehrsflächen festgelegt. In einigen Bundesländern regeln Verordnungen und Technische Regelwerke die Anforderungen an den Umgang mit Niederschlagswasser.

Vorgaben zur Qualität des Abflusswassers und dem Sickerwasser in Form von Konzentrationsangaben sind in den Gesetzen und Verordnungen nicht enthalten. Durch eine Einführung der Geringfügigkeitsschwellen müssten die Regelungen konkreter die Qualität des Abflusswassers und die Eigenschaften des Materials zur Schadstoffretention formulieren, um dem vorsorgenden Grundwasserschutz ausreichend Rechnung zu tragen. Das vorliegende Gutachten hat die Aufgabe, für diese Konkretisierung der Anforderungen hinsichtlich der Wasserqualität die erforderliche Daten- und Informationsgrundlage zu schaffen.

Regenwasserbewirtschaftung

Mit Regenwasserbewirtschaftung wird der Umgang mit Niederschlagswasser bezeichnet, das von versiegelten Flächen abgeleitet wird und im Untergrund versickert, anstelle über das Kanalnetz abgeführt zu werden. Die Ziele der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung umfassen 1) die Förderung und Erhöhung der Grundwasserneubildung (besonders im urbanen Raum), 2) die Entlastung des Kanalnetzes, 3) den vorsorgenden Hochwasserschutz, 4) die Reduzierung von Kosten und nicht zuletzt 5) der weitest gehende Erhalt des lokalen Wasserhaushalts gegenüber dem unbebauten Zustand. Zur Erreichung dieser Ziele steht für den Umgang mit Regenwasser ein breites Spektrum unterschiedlicher Maßnahmen zur Verfügung. Zur Erhöhung der potenziellen Versickerungsfläche können Grünflächen angelegt, die Flächenversiegelung auf ein Minimum reduziert oder nicht mehr verwendete Flächen entsiegelt werden. Ist eine Befestigung erforderlich, kann mit teildurchlässigen Pflastersteinen oder wasserdurchlässigen Belägen trotzdem eine breitflächige Versickerung gewährleistet werden. Wird das Niederschlagswasser gesammelt, kann es über eine Versickerungsanlage ortsnah über Rinnen, Mulden und Gräben versickert werden. Auch die Erhöhung der Verdunstung mit Hilfe von Gründächern, die gleichzeitig den Abfluss reduzieren, können bei leicht schrägen oder flachen Dächern das Stadtklima verbessern und den Wasserkreislauf unterstützen. Das gesammelte Regenwasser kann auch in privaten und öffentlichen Gebäuden für die Toilettenspülung und zum Wäschewaschen verwendet werden, womit wertvolles Trinkwasser

eingespart werden kann. Eine effektive Regenwasserbewirtschaftung kann auch aus der Kombination mehrerer Einzelmaßnahmen bestehen.

Im Rahmen dieses Berichtes liegt der Fokus auf den dezentralen Versickerungsanlagen. Wird das Niederschlagswasser gesammelt und soll über eine dezentrale Versickerungsanlage dem Grundwasser zugeführt werden, sind die Eigenschaften dieser Fläche zu berücksichtigen. Neben einer raschen Versickerung, die vor allem durch die Bodenart beeinflusst wird, sind auch der pH-Wert des Bodens und die Ton- und Humusgehalte zu beachten, die maßgeblich die Reinigungsleistung der Versickerungsanlage bestimmen. Der Kontakt des Regenwassers mit einer befestigten Fläche, verunreinigt das Abflusswasser in unterschiedlichem Umfang. Hauptsächlich erfolgt die dezentrale Versickerung über dafür geeignete Flächen, Mulden, Rigolen oder eine Kombination aus den beiden Letztgenannten. Reicht die Reinigungsleistung dieser Anlagen aufgrund einer zu hohen Verunreinigung des Wassers nicht aus, kann mit einer technischen Behandlungsanlage eine Vorreinigung erzielt werden. Dazu zählen beispielsweise Sedimentationstanks für grobes Material oder Filterschächte zur Adsorption von Schwermetallen.

Abflussbildung von Dächern

Der Grad der Verunreinigung durch den Kontakt des Regenwassers mit Dächern hängt von den Niederschlagseigenschaften, dem Bedachungs- und Rinnenmaterial, dem First-Flush-Effekt und den Dacheigenschaften ab. Die Eigenschaften hängen eng miteinander zusammen. Der pH-Wert des Niederschlags bestimmt die Löslichkeit von Metallionen, die den größten Anteil an der Verunreinigung des Dachabflusswassers einnehmen. Zu besonders hohen Schwermetallausträgen kommt es durch die Bedachung mit Zink (durchschnittlich 2,1 $g/m^2/a$) und Kupfer (durchschnittlich 1,3 $g/m^2/a$). Hohe Schwermetallausträge können auch von Rinnen aus Zink oder Kupfer erwartet werden. Sehr viel weniger wird hingegen von Tonziegeln, glasierten und nichtglasierten Betonziegeln und Schiefer ausgetragen. Innerhalb der ersten Minuten eines Regenereignisses werden besonders große Stoffmengen von Dächern abgewaschen, was als First-Flush-Effekt bezeichnet wird. Dabei handelt es sich hauptsächlich um die trockene Deposition vom Dach. Die Ausrichtung und die Neigung von Dächern spielen ebenfalls eine Rolle bei der Höhe des Stoffaustrags. Je geneigter eine Dachfläche ist, desto stärker ist die Exposition des Daches bzw. die Hauptwindrichtung von Bedeutung und desto deutlicher treten die unterschiedlichen Stoffkonzentrationen hervor. Außerdem erhöht sich die Stofffreisetzung mit der Kontaktzeit bei längeren Dachflächen. Der Dachabfluss von Gründächern ist dann verunreinigt, wenn Herbizide oder Kupfer als Durchwurzelungsschutz zum Einsatz kommen.

Abflussbildung von Verkehrsflächen

Mit dem Niederschlagswasser werden Schwermetalle, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Mineralöle, organischer Kohlenstoff, Metalle und Nichtmetalle von Verkehrsflächen gewaschen. Die Stoffe liegen im Abflusswasser entweder in gelöster Form, als Partikel oder gebunden an Partikel vor. PAK werden zu über 90% als Partikel auf der Bodenoberfläche akkumuliert. Mit einem Anteil von 7 bis 36 % dringen die Schwermetalle in gelöster Form in den Boden ein. Je nach Bauweise der Straße versickert das Abflusswasser im Boden des Straßenbanketts, über die sich anschließende Böschung und in Versickerungsmulden oder wird über ein Kanalsystem gefasst, in einem Versickerungsbecken gesammelt und anschließend in den Vorfluter oder den Boden abgeführt. Der Straßenverkehr verursacht eine erhebliche Verschmutzung des Regenwassers, welches auf die Fahrbahn trifft. Die größte Stoffanreicherung erfolgt bis zu einer Distanz von 5 Metern von der Fahrbahn und innerhalb der oberen 30 cm der Bodenpassage. Es konnte kein direkter Zusammenhang zwischen Grad der

Verunreinigung und Verkehrsdichte ermittelt werden. Vielmehr bestimmt der Straßentyp, das Fahrverhalten und die Dauer zwischen zwei Niederschlagsereignissen die Stoffmenge im Abflusswasser. Dies erschwert die Feststellung von Freisetzungsraten. Für Autobahnen wird für Blei 21,5 mg/m²/a, für Cadmium 2,6 mg/m²/a, für Kupfer 52,2 mg/m²/a und für Zink 236,7 mg/m²/a angenommen. Für weniger befahrene Straßen ergaben sich Freisetzungsraten von 12,5 mg Blei/m²/a, 10 mg Kupfer/m²/a und 111 mg Zink/m²/a.

Auf Parkplätzen wird das Abflusswasser durch Stop-and-Go der Fahrzeuge zum überwiegenden Teil durch partikuläre Stoffe verunreinigt. Oft werden wasserdurchlässige Beläge verwendet, deren Funktion durch die eingespülten Kleinstpartikel schnell verringert wird. Die geringe Datenlage zeigt große Spannen der Schadstoffkonzentrationen. Eine Unterteilung der Freisetzungsraten in gelösten und partikulären Teil konnte aufgrund des Mangels an Daten nicht vorgenommen werden.

Prozesse in der Bodenpassage

Stoffrückhalteprozesse im Boden und in Versickerungsanlagen sind wegen der jeweiligen bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften komplex und insbesondere unter den speziellen Bedingungen von Versickerungsanlagen durch zeitliche Veränderungen gekennzeichnet. Hinzu kommen eine große Spannweite der Schadstoffkonzentrationen und die besondere hydraulische Situation von erhöhten Sickerwassermengen.

Aus diesem Grund gestaltet sich vor allem für das Straßenbankett eine Berechnung des Adsorptionsvermögens sehr schwierig, da es sich beim Prozess des Stoffrückhalts im Straßenbankett, wie auch in sämtlichen anderen Versickerungsanlagen, um dynamische Prozesse handelt, die sich wechselseitig beeinflussen. Zudem ist davon auszugehen, dass bei jedem Niederschlagsereignis mit einer anderen Stoffkonzentration im Abflusswasser zu rechnen ist.

Bei der Versickerung über eine Bodenpassage mit bewachsenem Oberboden handelt es sich um eine gezielt angelegte Versickerungsanlage, die aus konditioniertem Bodenmaterial besteht. Die Bodenpassage erfüllt die gewünschte Retentionsfunktion durch die Eigenschaften eines Oberbodens.

Bei der Betrachtung der Bodenzone, über die Abflusswasser von befestigten Oberflächen versickert wird, sind Retentions- und Remobilisierungsprozesse zu berücksichtigen, die die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser bestimmen. Die folgenden Punkte fassen die vielfältigen Prozesse in der Bodenpassage zusammen:

1. Der Oberboden fungiert als effektiver Filter zum Schutz des Grundwassers.
2. Durch das Retentionsvermögen des bewachsenen Oberbodens akkumulieren große Mengen Schadstoffe, die im Abflusswasser mitgeführt wurden. Dies führt zur Stoffanreicherung in der Versickerungsanlage.
3. Bei Versickerungsanlagen mit Einlassstelle für das Abflusswasser wird oft nur ein Teil der Anlage stärker belastet und damit die Stoffanreicherung lokal begrenzt.
4. Mit wachsendem Abstand zur Schadstoffquelle (Einlass Versickerungsanlage bzw. Straßenrand) und mit zunehmender Tiefe des Bodens nimmt die Stoffanreicherung ab.
5. Solange die Schadstoffe im Oberboden fest adsorbiert sind, bei neutralen bis schwach basischem Boden-pH, ist eine nachteilige Veränderung des Grundwassers nicht zu befürchten.
6. Sollte es zu Stoffverlagerungen in die Tiefe durch erschöpfende Retentionskapazitäten des Bodens oder Desorptionsprozesse kommen, erhöht sich das Risiko einer Grundwasserbelastung.

Das Risiko einer nachteiligen Veränderung für das Grundwasser besteht, wenn über das Abflusswasser von Dach- und Straßenflächen Schadstoffe in tiefere Bodenzonen gelangen:

1. Erhöht sich die Sickerwasserrate, verringert sich der Rückhalt von Schadstoffen im Boden. Dies kann geschehen durch:
   - bevorzugte Fließwege, entstanden durch Auswaschung.
   - Bodenschichten mit grobkörnigem Material (auch im Oberboden und in größerer Entfernung vom Straßenrand).
   - Starkregenereignisse.
2. Verringerte Rückhalt von Schwermetallen bei niedrigen pH-Werten, die vorliegen, wenn:
   - Spritzwasser von Verkehrswegen im Boden in weiterer Entfernung vom Straßenrand versickert,
   - Sickerwasser mit Schwermetallen in tiefere Bodenschichten gelangt,
   - im Winter NaCl im Boden die Ionenstärke verändert.
3. Desorption von Schadstoffen, was auftritt, wenn:
   - Natriumionen Schwermetalle von den Austauscherplätzen der Oberflächen von Bodenteilchen verdrängen.
4. Verlagerung adsorbierter Schadstoffe, was auftritt, wenn:
   - organisches Material dispergiert und angelagerte Schwermetalle mit verlagert,
   - die Adsorptionskapazität im Oberboden erschöpft ist.

Bei dauerhafter Nutzung von Versickerungsanlagen muss mit einer Schwermetallverlagerung aufgrund von erschöpften Adsorptionskapazitäten gerechnet werden, wenn das Bodenmaterial zu spät oder gar nicht ausgetauscht wird.

Da die potenziellen Gefährdungspfade im Straßenbankett weitaus vielfältiger sind, besteht für das Grundwasser zwar theoretisch ein deutlich größeres Risiko einer Kontamination durch das Straßenabflusswasser, jedoch wird das Gefahrenpotenzial durch strengere Vorgaben beim Bau und Möglichkeiten der Beräumung des Banketts weitestgehend begrenzt. Zudem liegen die Schadstoffe im Straßenabflusswasser hautsächlich als Partikel vor, die mechanisch an den Bodenteilchen zurückgehalten werden. Es erreicht nur noch ein kleiner Teil der Schadstoffe, in gelöster Form, die Bodenzone.

Stets ist zu berücksichtigen, dass viele Untersuchungen eine Momentaufnahme zeigen. Oft sind langjährige Untersuchungen an dem gleichen Standort nicht möglich. Außerdem ist die Entwicklung der Stoffimmissionen über die Zeit zu berücksichtigen. Das populärste Beispiel ist dabei das Verbot von Blei in Benzin und der darauf zurückzuführende Rückgang des Bleieintrags, was sich jedoch erst deutlich später anhand von Feststoffgehalten nachvollziehen lässt.

Auch wenn die Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung (Kocher et al. 2005) und die Trinkwassergrenzwerte (Dierkes und Geiger 1999) in der Bodenlösung eingehalten werden, muss aufgrund deutlich niedrigerer Geringfügigkeitsschwellen von einer Belastung der

Bodenlösung ausgegangen und eine Kontamination des Grundwassers in Betracht gezogen werden.

Die Ausführungen zur spezifischen Adsorption von vor allem Schwermetallen zeigen die Komplexität dieser Thematik. Die Einbeziehung der Retentions- und Freisetzungsprozesse im Boden bzw. Bodenmaterials, vor allem im Hinblick auf den Tausalzeinsatz auf Straßen, ist für die Bewertung, ob dem vorsorgenden Grundwasserschutz bei der Niederschlagswasserversickerung über eine Versickerungsanlage angemessen Rechnung getragen wird, von entscheidender Bedeutung.

Anwendungsgrundsätze für den wasserrechtlichen Vollzug

Für die Anwendung im wasserrechtlichen Vollzug gilt, dass nur dann keine nachteilige Veränderung des Grundwassers zu besorgen ist, wenn das zuströmende Sickerwasser die Geringfügigkeitsschwelle nicht überschreitet. Aus diesem Grundsatz ergibt sich, dass spätestens am Übergang von der ungesättigten in die gesättigte Bodenzone das ankommende Sickerwasser die GFS-Werte unterschreiten muss. Die Bewertung, ob mit einer Überschreitung der GFS-Werte zu rechnen ist, erfolgt entlang des Pfades, den das Wasser nimmt. Dieses schrittweise Vorgehen erleichtert die Umsetzung, indem bereits frühzeitig eine schädliche Verunreinigung ausgeschlossen und der Aufwand des Verfahrens reduziert werden kann. Dazu werden die verschiedenen Fallkonstellationen in zwei Gruppen unterteilt: 1) Bagatellfälle: Hier wird nur mit einem niedrigen oder mittleren Schadstoffaustrag vom Dach bzw. der Verkehrsfläche sowie einer hohen Retentionsleistung der Versickerungsanlage gerechnet. Diese Einschätzung erfolgt auf Basis der Literaturauswertung. 2) Komplexe Fälle: Der Grad der Verunreinigung kann nicht anhand von Literaturangaben abgeleitet werden. Aus diesem Grund wurde ein Berechnungsverfahren entwickelt, um eine Beurteilung und entsprechende Maßnahmen zur Wasserreinigung für diese Fallkonstellationen ableiten zu können.

Aus den Fallkonstellationen ergeben sich Anwendungsgrundsätze für den wasserrechtlichen Vollzug der GFS-Werte. Das Berechnungsverfahren kommt ausschließlich bei Dächern mit Metallflächen als Teil der Bedachung zur Anwendung. Es wird damit die verbleibende Stoffkonzentration im Sickerwasser abgeschätzt. Von allen nichtmetallenen Dachflächen ist der Stoffaustrag vernachlässigbar. Die Tabelle 1 zeigt die dazu nötigen Eingangsparameter.

Tabelle 1: Eingangsparameter zur Berechnung der Stoffkonzentration im Dachabflusswasser und im Sickerwasser

Formelzeichen	Eingangsparameter	Einheit	Eingabe
P	Jahresdurchschnittsniederschlag	$l\ m^{-2}\ a^{-1}$	Individuelle Eingabe
FR	Freisetzungsrate	$g\ m^{-2}\ a^{-1}$	Konstante
l_{Rinne}	Rinnenlänge	m	Individuelle Eingabe
d_{Rinne}	Querschnitt der Rinne = 0,15 m	m	Konstante: 0,15 m
Ψ	Abflussbeiwert = 0,9		Konstante: 0,9
$A_{Dach-NM}$	Nichtmetallische Dachfläche	m^2	Individuelle Eingabe
A_{Dach-M}	Metallische Dachfläche	m^2	Individuelle Eingabe
RF	Retentionsfaktor		Konstante

Die Höhe des Jahresniederschlags, die Flächenangabe für das Dach und die Längenangabe der Rinne sind für jede Einzelfallbetrachtung individuell anzugeben. Bei der Freisetzungsrate, dem

Rinnenquerschnitt, dem Retentionsfaktor und dem Abflussbeiwert für Dachflächen handelt es sich um Konstanten, die für jede Rechnung gleich sind. Der Wert des Jahresdurchschnittsniederschlags sollte von der Wetterstation verwendet werden, die die Bedingungen des Betrachtungsortes am besten widerspiegelt. Für alle Kupferflächen wird eine Freisetzungsrate von 1,3 g/m²/a sowie ein Retentionsfaktor von 0,12 und für verzinkte Materialien eine Freisetzungsrate von 2,1 g/m²/a und ein Retentionsfaktor von 0,01 angenommen. Die beiden Freisetzungsraten entsprechen jeweils dem errechneten Mittelwert der Literaturauswertung. Das Rückhaltepotenzial ist abhängig von den Eigenschaften der konkreten Versickerungsanlage. Zudem werden Behandlungsmaßnahmen vor dem Versickerungsprozess in diesem Schritt nicht berücksichtigt. Es werden nur Kupfer und Zink betrachtet, da Blei und Cadmium für große Flächen auf dem Dach nicht verwendet werden. Zudem sind Kupfer und Zink die am häufigsten verwendeten Dachmetalle und haben damit eine sehr hohe Relevanz.

Nacheinander werden die Fläche der Rinne, die Stofffracht und die Wassermenge vom Dach berechnet, woraus die Stoffkonzentration als Input bestimmt werden kann.

Verlässliche Aussagen zur zeitlichen Veränderung des Rückhaltepotenzials von Versickerungsanlagen mit unterschiedlichen Filtermaterialien und -eigenschaften sind nur durch entsprechende Experimente zu treffen. Aus diesem Grund wird die zeitliche Veränderung in diesen Berechnungen vernachlässigt. Bisher geben nur wenige Untersuchungen Aufschluss über diese Prozesse. Modellierungen zu dieser Fragestellung können aufgrund hoher Komplexität der Wasserbewegung, stofflichen Interaktion, Stofftransporten im Boden und sich über die Zeit verändernden Rückhalteeigenschaften ohne experimentelle Datenerfassung nicht vorgenommen werden. Da auch kein direkter Zusammenhang zwischen Stoffrückhalt und Betriebsdauer der Anlage besteht, sind Angaben aus der Literatur nicht übertragbar. Der Stoffrückhalt in der Bodenpassage wird durch eine Vielzahl von Bedingungen gesteuert, die räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegen.

In Tabelle 2 sind alle Parameter zusammengefasst, die sich aus dem oben beschriebenen Berechnungsverfahren neu ergeben haben.

Tabelle 2: Parameter, die aus der Berechnung zur Stoffkonzentration im Dachabfluss hervorgehen.

Formelzeichen	Parameter	Einheit
A_{Rinne}	Fläche der Rinne	m^2
f	Stofffracht	$g\ a^{-1}$
Q_{Dach}	Wasservolumen vom Dach	l
c	Stoffkonzentration Dachabfluss	$g\ l^{-1}$
c_{SW}	Stoffkonzentration im Sickerwasser	$g\ l^{-1}$

Eine Plausibilitätsprüfung des Berechnungsverfahrens mit Messwerten aus der Literatur und eigenen, berechneten Konzentrationen ist im Bericht ausführlich dargestellt. Diese dient der Überprüfung der Herangehensweise und der Begründung der gewählten Parameter. In der Abbildung 1, stellen der blaue und der grüne Boxplot die ermittelten Stoffkonzentrationen von Kupfer- und Zinkflächen aus den ausgewerteten Studien dar. Die Boxplots bilden die große Spannweite der Messwerte ab, die sich durch die unterschiedlichen Kombinationen an Einflussparametern ergeben haben. Dem gegenüber stehen berechnete Zink- und

Kupferkonzentrationen als gelber und orangener Boxplot. Dafür wurde auf sieben Beispieldächern das oben beschriebene Berechnungsverfahren angewendet. Aus der Gegenüberstellung wird deutlich, dass die gemessenen und die berechneten Stoffkonzentrationen im ähnlichen Wertebereich liegen und das Berechnungsverfahren, trotz geringen Parameterumfangs für die Abschätzung des aufkommenden Stoffaustrags von Zink- und Kupferflächen geeignet ist.

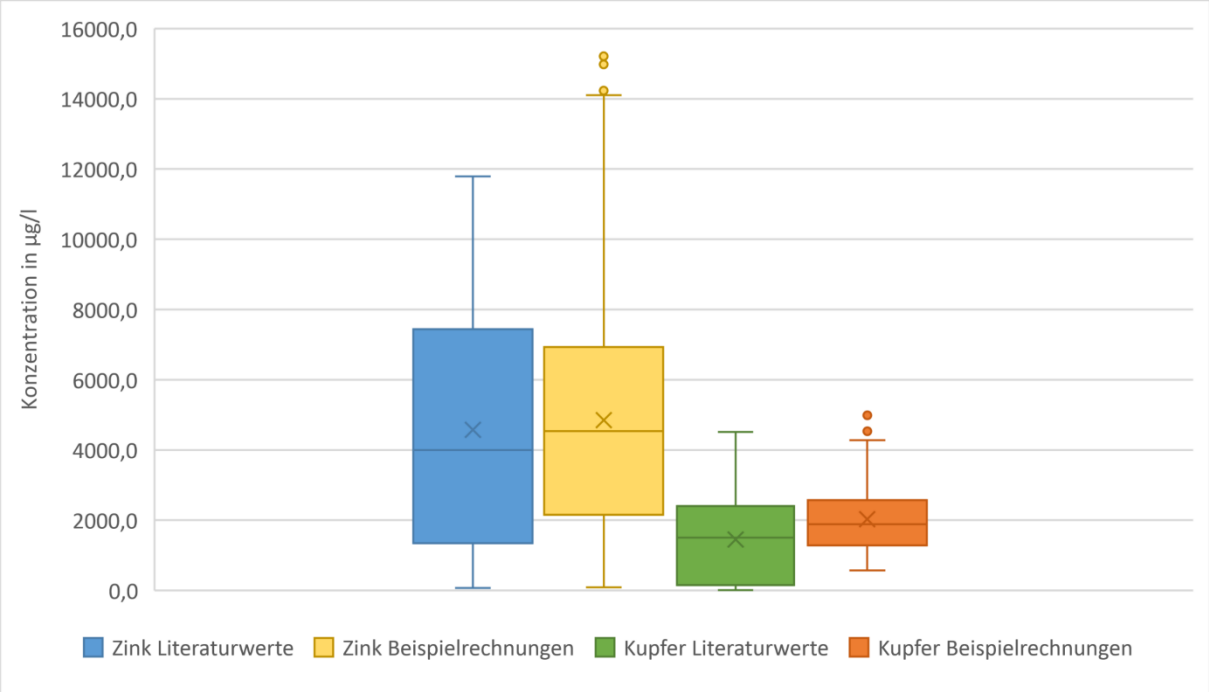

Abbildung 1: Vergleich Stoffkonzentration aus der Literatur mit den Ergebnissen der Beispielrechnungen; eigene Berechnungen und Darstellung.

Die Anwendungsgrundsätze für den wasserrechtlichen Vollzug zur Einhaltung der Geringfügigkeitsschwellen bei der Niederschlagswasserversickerung haben die Aufgabe, sowohl eine praktikable Umsetzung als auch den zielorientierten, vorsorgenden Grundwasserschutz zu garantieren. Dazu werden die Fälle unterschieden.

Mit einer ersten Unterteilung in Bagatellfälle und komplexe Fälle erfolgt eine Bewertung anhand des Bedachungsmaterials und die daraus resultierende Verschmutzung des Abflusswassers. Beide Fälle unterscheiden sich dahingehend, dass bei Bagatellfällen eine wasserrechtliche Erlaubnis ohne weitere Prüfung möglich ist. Die folgenden Anwendungsgrundsätze dienen der Bewertung.

1. Besteht das Dach und die Abflussrinne aus nichtmetallischen Materialien, kann das Abflusswasser über den Boden flächenhaft versickert werden. Auch andere Arten der Versickerung sind hier möglich, je nach verfügbarem Platz. Es wird von einem so niedrigen Stoffaustrag ausgegangen, dass eine technische Anlage und eine wasserrechtliche Erlaubnis nicht erforderlich sind. Jedoch sollten die hydraulischen Bedingungen für eine rasche Versickerung gegeben sein. Die Einschätzung basiert auf der Literaturauswertung. Es wird kein Berechnungsverfahren und keine weiteren Informationen benötigt. Die atmosphärische Deposition wird nicht berücksichtigt, da sie von dem Bauvorhaben nicht beeinflusst werden kann. **Es liegt ein Bagatellfall vor**.
2. Besteht das Dach aus einem nichtmetallischen Material und die Abflussrinne aus verzinktem Material, ist das Abflusswasser über eine oberirdische Versickerungsanlage mit bewachsener Bodenzone (z.B. einer Mulde) zu versickern. Ist zu wenig Platz für eine

oberirdische Versickerung vorhanden, ist das unterirdische Versickern mit Vorreinigung mittels Behandlungsanlage möglich. Es wird von einem niedrigen Stoffaustrag ausgegangen, der sich durch die verhältnismäßig kleine Fläche der Dachrinne im Vergleich zur großen, abflusswirksamen Dachfläche ergibt. Trotzdem würde der GFS-Wert ohne Filterung des Abflusswassers überschritten. Die Einschätzung basiert auf der Literaturauswertung und eigenen Berechnungen. Auch ist von einem ausreichenden Stoffrückhalt in der Versickerungsanlage mit Bodenpassage auszugehen, ohne dass dies berechnet werden muss. Es werden für diese Kombination an Bedachungs- und Rinnenmaterial kein Berechnungsverfahren und keine weiteren Informationen benötigt**. Es liegt ein Bagatellfall vor**.

3. Wird an Stelle einer Zinkrinne eine Kupferrinne verwendet, wird mit einem Stoffaustrag gerechnet, durch den eine Überschreitung des GFS-Werts möglich ist. Da einerseits eine Berechnung zu aufwendig wäre, andererseits jedoch mit vergleichsweise hohen Stoffausträgen gerechnet wird, ist vor der Versickerung über eine Versickerungsanlage mit bewachsener Bodenzone eine zusätzliche Behandlung des Dachabflusswassers als Vorreinigung notwendig. Die zusätzliche Behandlungsanlage ist regelmäßig zu kontrollieren und ggf. auszutauschen. Die Kombination der beiden Reinigungsschritte muss eine Retentionsleistung von 98% erreichen. Nur so kann garantiert werden, dass die Kupferkonzentration im Sickerwasser den GFS-Wert nicht überschreitet. **Es liegt ein Bagatellfall vor, der jedoch mit einer Auflage versehen werden muss**.
4. Sind neben einer Metallrinne auch Metallflächen Bestandteil der Bedachung, benötigt es das Berechnungsverfahren, um zu prüfen, ob die GFS-Werte im Sickerwasser eingehalten werden. Es wird ein Rückhaltevermögen des Bodenmaterials von 88 % für Kupfer und 99% für Zink angenommen. Eine Stoffkonzentration über dem GFS-Wert erfordert den Einsatz einer Behandlungsanlage. Liegt die Stoffkonzentration darunter, ist eine Versickerung über eine Versickerungsanlage mit Bodenpassage ausreichend. Beide Anlagen sind in bestimmten Abständen zu kontrollieren, zu warten und ggf. auszutauschen**. Es liegt ein komplexer Fall vor.**

Der Entscheidungsbaum in Abbildung 2 unterstützt im wasserrechtlichen Vollzug die Feststellung des vorliegenden Falls, indem die Anwendungsgrundsätze für den Dachabfluss nacheinander abgefragt werden können.

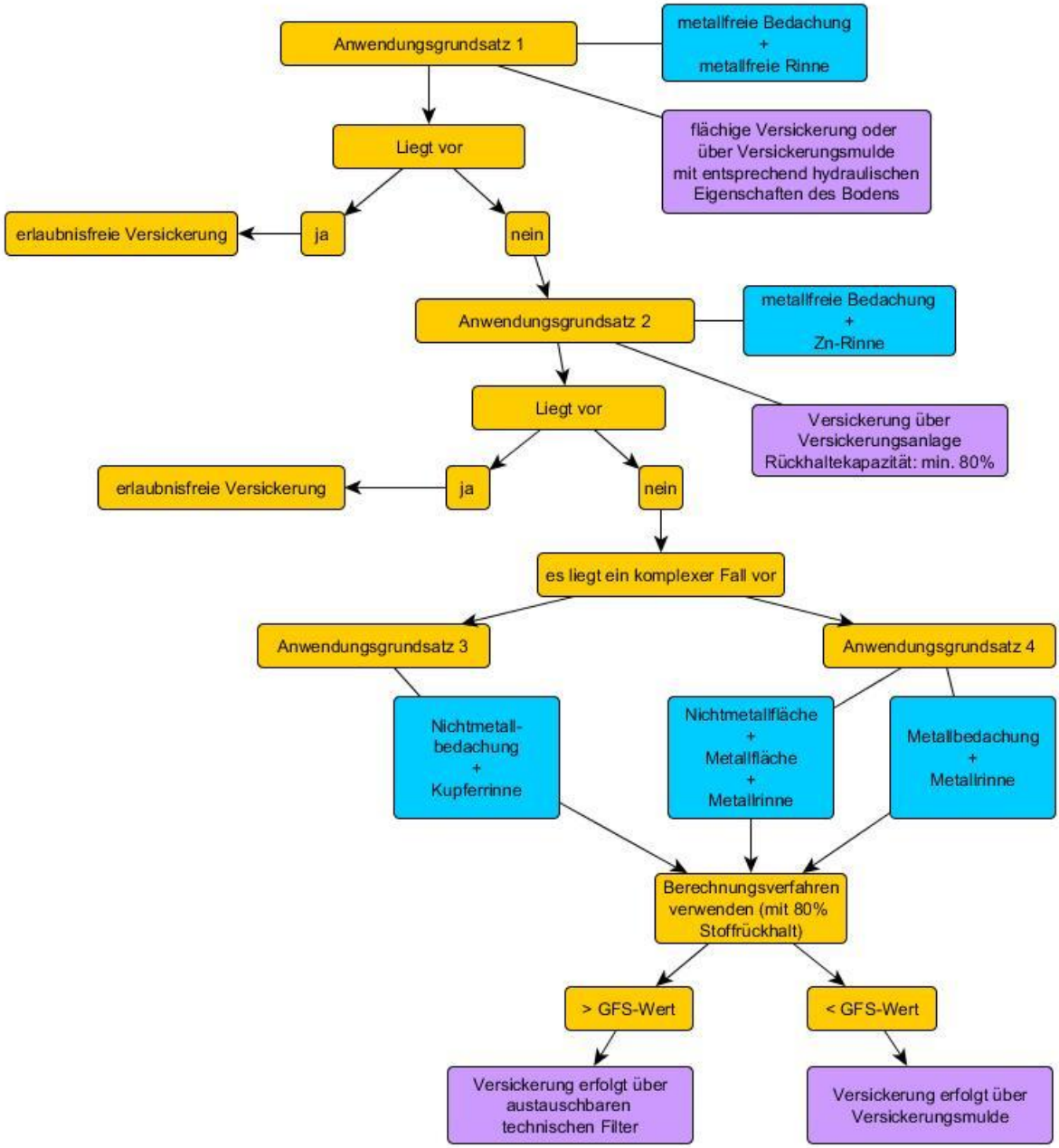

Abbildung 2: Entscheidungsbaum für die Einteilung der Anwendungsgrundsätze.

Die Berechnungen der Stoffkonzentrationen im Abflusswasser von Verkehrsflächen und im Sickerwasser beschränken sich aufgrund der geringen Datenlage auf die vier relevanten Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink. Es wird bei allen folgenden Berechnungen und Stoffangaben immer von der gelösten Form ausgegangen. Außerdem werden die PAK nicht berücksichtigt, da diese kaum in gelöster Form im Abflusswasser vorliegen und nicht in größere Bodentiefen transportiert werden.

Tabelle 3 umfasst die Ausgangsparameter, die für die Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabflusswasser benötigt werden. Tabelle 4 zeigt die Eingangsparameter für die Berechnung der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser. Die Angaben sind für alle Berechnungen gleich, außer es liegen fallspezifische Werte vor. Die Angabe des Jahresniederschlags ist der Messstation zu entnehmen, die die meteorologischen Verhältnisse des betrachteten Straßenabschnittes am ehesten entspricht.

Tabelle 3: Ausgangsparameter für die Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabfluss.

Formelzeichen	Eingangsparameter	Einheit
P	Jahresdurchschnittsniederschlag	$l\ m^{-2}$
FR	Freisetzungsrate	$mg\ m^{-2}\ a^{-1}$
Ψ	Abflussbeiwert = 0,9	
$b_{Straße}$	Breite der Verkehrsfläche	m

Wie bereits bei der Berechnung des Dachabflusses, wird für die Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabflusswasser nacheinander die Fläche des Straßenabschnittes, die Stofffracht über die Freisetzungsrate und die Wassermenge ermittelt. Für die Normierung der Berechnung wird eine Länge des Straßenabschnittes ($l_{Straße}$) von 1 Meter angenommen.

Die Versickerung des Straßenabflusswassers kann sowohl über das Straßenbankett als auch über eine Versickerungsmulde erfolgen. Für beide Fälle kann die Stoffkonzentration im Sickerwasser über die nächsten Berechnungsschritte abgeschätzt werden (siehe Tabelle 5). Zum einen erfolgt eine leichte Erhöhung der Wassermenge durch den Niederschlag, zum anderen wird die Wassermenge durch den Oberflächenabfluss und die Verdunstung reduziert.

Tabelle 4: Eingangsparameter zur Berechnung der Sickerwasserkonzentration.

Formelzeichen	Eingangsparameter
$A_{Bankett}$	Fläche des Banketts = 2m²
$EV_{Bankett}$	Verdunstung Straßenbankett = 0,14
Q_{OF}	Oberflächenabfluss auf Bankett = 0,07
EV_{Mulde}	Verdunstung über Versickerungsmulde= 0,58
A_{Mulde}	Fläche der Mulde bei einem Straßenabschnitt von 1 m Breite = 5 m²
$f_{Straße}$	Stofffracht in mg/l

Je nachdem, in welcher Form das Wasser versickert, kann eins der beiden Berechnungsverfahren in Tabelle 5 gewählt werden.

Tabelle 5: Berechnungsschritte für die Versickerung über das Straßenbankett bzw. die Versickerungsmulde

Straßenbankett	Versickerungsmulde
$Q_{Bankett} = P \times A_{Bankett}$	$Q_{Mulde} = P \times A_{Mulde}$
$Q_{gesamt} = Q_{Straße} + Q_{Bankett}$	$Q_{gesamt} = Q_{Straße} + Q_{Mulde}$
$Q_{SW} = Q_{gesamt} - \left(EV_{Bankett} \times Q_{gesamt}\right) - \left(Q_{OF} \times Q_{gesamt}\right)$	$Q_{SW} = Q_{gesamt} - \left(EV_{Mulde} \times Q_{gesamt}\right)$
$c_{SW} = \frac{f_{Straße} \times F_{Ret}}{Q_{SW}}$	$c_{SW} = \frac{f_{Straße} \times F_{Ret}}{Q_{SW}}$

Da der Stoffrückhalt im Straßenbankett stoffspezifisch ist, werden für vier Schwermetalle und zwei Straßentypen verschiedene Retentionsfaktoren F_{Ret} (in % / 100) angenommen. Für

Versickerungsmulden werden die Retentionsfaktoren nicht nach Straßentyp unterschieden. Es ist zu beachten, dass die Werte aus einem Freilandversuch stammen. Liegen für eine konkrete Anwendung andere Werte vor, sind diese Werte für die Berechnung vorzuziehen. Bei der Versickerung über eine Mulde, ist die Verdunstung über die Pflanzen zu berücksichtigen. Zur Abschätzung der Wasserreduzierung durch die Verdunstung wird eine Verdunstungsleistung (EV) eines kurzgehaltenen Rasens von 58% angenommen (Baumgartner 1979).

Die Schadstofffreisetzung von Straßen kann nicht, wie bei Dächern, hauptsächlich auf einen Parameter zurückgeführt werden. Die Auswertung der Literatur hat gezeigt, dass nicht immer die Verkehrsdichte die Höhe der Schadstoffkonzentration bestimmt. Zudem kommt hinzu, dass ein großer Teil der im Straßenabfluss transportierten Schadstoffe in partikulärer Form vorliegen und nicht in den Boden eindringen. Damit konzentriert sich die Bewertung auf den gelösten Anteil der Schadstoffe im Abflusswasser. Zu dem spielt auch die Remobilisierung durch den Tausalzeinsatz eine entscheidendere Rolle, was bei der Versickerung von Dachabflüssen nicht der Fall ist. Aus diesem Grund kann es zu jahreszeitlich sehr stark unterschiedlich hohen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser kommen, was dann auch zur Überschreitung der GFS-Werte führen kann. Dieser Aspekt konnte jedoch nicht berücksichtigt werden.

Die Formulierung von Anwendungsgrundsätzen für die Versickerung von Straßenabflusswasser weicht aus den oben genannten Gründen von der für Dachabflüsse ab. Stattdessen werden die Anwendungsgrundsätze mit Hilfe der unterschiedlichen Straßentypen und ohne einen Entscheidungsbaum formuliert.

1. Das Abflusswasser von Landstraßen und Ortsverbindungsstraßen außerorts wird aufgrund geringer Verkehrsdichte als gering belastet eingeschätzt. Aus diesem Grund erfüllt die Versickerung über eine parallel zur Straße verlaufenden Versickerungsmulde mit bewachsener Bodenzone die Funktion eines mechanischen und physikochemischen Filters. **Es liegt ein Bagatellfall vor.**
2. Da das Verkehrsaufkommen auf Bundesstraßen sehr unterschiedlich sein kann, werden sich auch die Stoffkonzentrationen im Abflusswasser stark unterscheiden. Aus diesem Grund kann eine wenig bis mäßig stark befahrene Bundesstraße mit zwei Fahrstreifen als Bagatellfall betrachtet werden. Es gilt der Anwendungsgrundsatz 1. Handelt es sich um eine stark befahrene Bundesstraße mit mehr als zwei Fahrstreifen, ist das Berechnungsverfahren anzuwenden und es gilt damit der Anwendungsgrundsatz 3.
3. Beim Umgang mit dem Abflusswasser von Autobahnen ist das Berechnungsverfahren so anzuwenden, dass sowohl die Versickerung über das Bankett als auch über die Versickerungsmulde mit bewachsener Bodenzone geprüft wird. Es ist die Form der Versickerung zu wählen, bei der die meisten Stoffe zurückgehalten werden. Liegen dann immer noch rechnerisch die Stoffkonzentrationen über den GFS-Werten, sind weitere Behandlungsmaßnahmen erforderlich. Der partikuläre Anteil der Schadstoffe ist über eine Filterung vor der Versickerung zu reduzieren. **Es liegt ein komplexer Fall vor.**

Summary

Introduction

More and more attention is paid to precipitation. The impacts of climate change push the efforts to keep a large amount of the precipitation in the natural water cycle, instead of a fast drainage into surface water. A part of this is the local infiltration of rainwater which accumulate in residential and traffic areas (see section 55 Abs. 2 WHG).

The rainwater collects and transports a lot of substances from roofs, gutters and traffic areas. Some of the substances are polluting, for example heavy metals and pesticides. The infiltration of these contaminants with roof and road runoff is able to pollute the groundwater as a point source. In spite of deceasing heavy metal input during the last thirty years, copper and zinc still occur in soil and waterbodies in large concentrations. The concentrations of copper and zinc in the runoff originate from roofs and fronts and are much higher than in rainwater. For traffic areas, the most important sources of contaminants are tyre wear, braking and road wear debris, balance weight, catenary and secure infrastructure.

In terms of a preventive groundwater protection, the Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) defined maximum threshold values for a lot of substances. These threshold values shell inhibit negative developments of the groundwater properties by using the groundwater and save his functions as a habitat. They based on quality standards of the drinking water regulation and also on ecotoxicological deduction. The side of evaluation where the threshold values must not exceed is placed on the transition of the seepage water into the groundwater zone.

As an example, we apply the threshold values to the infiltration of precipitation and devise criteria to make the water quality execution easier. We generate a two-step-model. First one we describe minor cases where we assume that the seepage quality meets the maximum threshold values. Second, we regard complex cases, where different parameters interact with each other and effect the seepage quality. This is important to deviate the measures and choose the right pre-treatment for retention. We describe the both cases closer with examples.

We confine the topic and we focus on the runoff from roofs, roads and car parking even though the runoff from other surfaces are important as well.

To answer the question, if the quality of the seepage meets the maximum threshold values, we have a look on the water's path. With the help of an extensive literature review we determinate the important processes and parameters whose effect the concentrations of the runoff and the seepage water. We identify the sources of high concentrations and document the studies data.

The final chapter, we merge all the information and data to define minor and complex cases of precipitation infiltration. For complex cases we develop a calculation to estimate the contaminants concentrations in the runoff and the seepage to deviate the right treatment. For roof runoff, we calculate possible heavy metal concentrations under different conditions, for example precipitation value and ratio of metal in roof material. Finally, the application standards for roof runoff is formulate and a decision tree supports the handling. Based on the calculation and the literature data of the infiltration of road runoff we also formulate application standards.

Legal basements

In case of the infiltration of precipitation the German Federal Water Act (WHG) have to superior considered, especially the sections 25, 46, 47, 54 and 55. The Water Acts of the Federal States substantiate the WHG. The laws describe management and handling with the precipitation in different complexities. They focus the requirements for a permission-free infiltration because runoff water is wastewater by definition. Furthermore, the federal laws assess the responsibility

for the disposal of wastewater, the immunity of taxes, the licensing requirement and the handling with runoff from traffic areas. In some federal states, regulations and technical guidelines govern the requirements of the handling.

Quality guidelines for the runoff and the seepage as threshold values are not included in laws and regulations. In case, the maximum threshold values will implement the laws have to adapted in respect of the quality of runoff and the properties of materials to retain contaminants. That would be necessary to accommodate the preventive groundwater protection.

The aim of this study is to supply all essential information and data to substantiate the requirements in respect of water quality.

Rainwater management

Rainwater management means the handling of precipitation which derives from sealed surfaces and infiltrate into the subsoil instead of discharge into the sewerage system. The aim of a natural rainwater management includes 1) improving and increasing the groundwater enrichment (especially in urban areas), 2) releasing the sewerage system, 3) the preventive flood protection, 4) reducing of costs and 5) preserve the local water household compared to unsealed areas. To reach the aims a large spectrum provides different possibilities to handle the rainwater. For example, the infiltration area can be increased whereby more green areas, minimize sealed areas and to unseal areas which are no longer in use. The road pavement consisting of partly paved or permeable material promote an infiltration over a wide area. If rainwater will collect, the water can locally infiltrate by gullies, grassed swales and ditches. Flat or slight sloped green roofs increase evapotranspiration, reduce the runoff and improve the microclimate and the water cycle at once. The collected rainwater can use for toilet and cloth washing and to save valuable drinking water. For an effective rainwater management different types of activities are possible to combine.

Our study focus on decentralized constructions to infiltrate precipitation. The soil properties of a decentralized construction have to be considered if. The soil type controls the velocity of infiltration. The pH value and the clay and humus contents are important as treatment properties. The rainwater become polluted when it gets in contact with paved surfaces. The precipitation infiltrate mainly into primed swales, infiltration ditch or a combination of them. In case the retention capacity of the construction is to low and the pollution of the runoff water is too high, an additionally technical construction for pre-treatment can be installed. For example, sedimentation tanks for rough materials or a filter chamber to adsorb heavy metals.

Roof runoff

The precipitation properties, the roof and gutter material, the first-flush-effect and the roof properties control the amount of rainwater pollution. The properties are closely connected to each other. The pH value of precipitation affects the solubility of metal ions which take the main part of the runoff pollution. Rather zinc and copper show the highest release of 2.1 g zinc/m^2/y and 1.3 g copper/m^2/y. High heavy metal releases from gutter made of zinc and copper are expected. By comparison, slate, clay and concrete roofs release much less of heavy metals. During the first minutes of a rainfall event large amounts of materials are washed off from the roof which is called first-flush-effect. Mainly, the substances are part of the drought deposition. The exposition and the slope of the roof are important parameters as well. The sloped the roof, the more essential the exposition of the roof and the clear is the concentration's difference. Furthermore, the substance release increase with the contact time of the water with the roof material. The runoff from green roofs become polluted, if herbicides or copper are used to protect the roof against root penetration.

Runoff from traffic areas

Rainwater wash off heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH), mineral oil, organic carbon, metals and non-metals from traffic areas. The substances exist in the runoff water in dissolved form, as particles or bound on particles. 90% of PAH accumulate as particles on the soil surface. Between 7 and 36 % of heavy metal infiltrate in dissolved form into the soil. Depend on the construction method of the road, runoff infiltrate into the soil of the embankment, into the slope afterwards and the swale or will lead to an infiltration basin by a channel system. The last one is not a part of the examination. The traffic pollutes the rainwater in large values. The substances mainly accumulate in a distance of 5 meters from the road and within the 30 cm on the top of the soil. But there is no evidence for a direct correlation between the amount of pollution and the traffic density. Rather the type of road, the behaviour of driving and the period between two rainfall events determinate the pollution. That is the reason why load rates are difficult to set. For highways we assume the following load rates: 21.5 mg Pb/m^2/y, 2.6 mg Cd/m^2/y, 52.2 mg Cu/m^2/y and 236.7 mg Zn/m^2/y. For roads with low traffic we assume the following load rates: 12.5 mg Pb/m^2/y, 10 mg Cu/m^2/y and 111 mg Zn/m^2/y.

Runoff from car parking is polluted mainly by particles originate from Stop-and-Go. Often permeable pavement is used for car parking, but their function decreases very fast because of the small particles. A few studies show a large range of pollutant concentrations. Because of too less data, it was not possible to separate the dissolved and the particulate part of the load rates.

Processes in the soil

The retention processes in the soil and in infiltration constructions are very complex because of different physical and chemical properties of the soil. Furthermore, the essential requirements of infiltration constructions and the hydraulic conditions change over time because of high pollutant concentrations and the high amount of seepage.

The calculation of the retention capacity of embankment is more complicate because of all the dynamic processes. We assume, that every rainfall event differs in its runoff concentration.

A grassed topsoil for infiltration is a targeted construction with conditioned soil material. The properties of the topsoil fulfil the required retention processes. The specific retention capacity and remobilisation processes have to consider for the infiltration into grassed topsoil. The following items summarize the multifaceted processes in the topsoil:

1. The topsoil is an effective filter to protect the groundwater
2. Large amounts of pollution accumulate on and in the grassed topsoil. That will lead to pollutant enrichment in the infiltration construction.
3. The pollutant enrichment is locally limited to the runoff intake
4. The pollution decreases with the distance from the source and the soil depth.
5. The contaminants keep adsorb until the pH value of the soil is neutral or slightly alkaline, we do not fear a negative development of the groundwater.
6. In case of pollution displacement because of exhausting retention capacity or desorption processes the groundwater can be at risk.

There is still a risk for the groundwater if runoff water from roofs and traffic areas reach the subsoil:

1. If seepage amount increase, retention of pollution in the soil decrease because of:
   - Preferential pathway of water
   - Coarse-grained subsoil

- Extreme rainfall event

2. Retention of heavy metal decrease by low pH values, when:
   - Infiltration of splash water at a great distance to the road
   - Heavy metals reach the subsoil
   - De-icing salt change the ionic strength
3. The pollution desorbs, when:
   - Heavy metals displace by Sodium ions from exchange places
4. The adsorb pollutants replace, when:
   - Organic matters disperse and move in the subsoil with bound heavy metals
   - The adsorption capacity of the topsoil exhausts

Due to a permanent use of infiltration constructions heavy metals will be replace because of exhausted adsorption capacities, if the soil will not or too late exchange.

The contamination path is more multifaceted when the road runoff infiltrate into the embankment but at the same time it is more impossible because of strict guidelines for construction and treatment. The pollutants are mainly particles which accumulate mechanically on the topsoil. Only a small part of the substances infiltrates into the soil in dissolved form.

It is important to consider that most of the studies show a snapshot. Often, long term studies on the same place are not possible. Furthermore, the development of the pollution over the time has to be considered. The most popular example is the prohibition of lead in fuel and the consequential decrease of lead input which could detect in the soil much later.

Even though the seepage concentration meets with legislations but the maximum threshold values are even less. If the seepage concentration exceeds them, that means a pollution and a possible contamination of the groundwater.

The review of specific adsorption processes of heavy metals shows the complexity of the topic. It is very important to observe the main processes of retention and remobilization in the infiltration construction and the embankment because they seem to be the key mechanisms to assess the treatments to protect the groundwater. A special issue is the problematic of de-icing salt on the road and the associated mechanism. Our study has to exclude this question.

Application standards for water law enforcement

The water law enforcement applies, when the seepage concentrations meet with the maximum threshold values and negative developments of the groundwater will not expect. The maximum threshold values must not exceed on the transition between the unsaturated and the saturated zone. We assess the water concentration along the pathway of the runoff water. A step-by-step procedure facilitate the implementation, can exclude pollutions and reduce the effort. We deviate all identified cases in two groups. The 1) minor cases contain runoff from roofs and traffic areas with small and medium pollution and a high retention capacity of the infiltration construction. Our valuation based on the literature review. For 2) complex cases we cannot valuate the pollution from the literature review. Due to that, we calculate the runoff and the

seepage concentrations. Based on these results we estimate the pollution and essential treatment plants. The application standards result from the different cases.

The calculation is only for roofs with metal on it. The load of all non-metal roofs will be neglect. We calculate the residual concentration in the seepage. Table 1 shows all necessary input parameters for the calculation.

Table 1: Input parameters for the calculation of concentrations in roof runoff and in seepage.

Unit symbols	Input parameter	Unit	Input
P	Mean Precipitation of the year	$l\ m^{-2}\ y^{-1}$	individual input
FR	Load rate	$g\ m^{-2}\ y^{-1}$	constant
l_{Rinne}	Length of gutter	m	individual input
d_{Rinne}	width of gutter = 0.15 m	m	constant: 0.15 m
Ψ	Runoff coefficient = 0.9		constant: 0.9
$A_{Dach-NM}$	Non-metal roof area	m^2	individual input
A_{Dach-M}	Metal roof area	m^2	individual input
RF	Retention factor		constant

The precipitation, the area of the roof and the length of the gutter are individual input parameters for each case. The load rate, the width of the gutter, the retention factor and the runoff coefficient of the roof are constants and always the same for each calculation. The measured values of precipitation shell originate from the most appropriate meteorological station. For all copper and zinc sheets we use 1.3 g/m²/y and 2.1 g/m²/y as load rates and 0.12 and 0.01 as retention factors. The four input values resulted from the literature review. Additional treatments have to consider separately. We only include copper and zinc but not lead and cadmium because normally these heavy metals are not use for roof areas. Furthermore, copper and zinc will apply very often and that's why there are very important.

We calculate the area and the load of the gutter as well as the water amount from the roof. Out of the results we calculate the concentration in the runoff.

We can make reliable predictions of the temporal developed retention capacity of infiltration constructions with different filter material and properties only with the aid of experiments. That's the reason we have to exclude the temporal development. At this time, a few studies determine these processes. Without experiments, models are difficult to run because of the complex percolation, interactions and transports in the soil and changing conditions.

Furthermore, there is no correlation between amount of retention and operation time. So, it is difficult to translate literature data into individual cases. The retention in the soil depends on a multitude of conditions as well as temporal and spatial transformations. Table 2 shows output parameters which arise from the calculation described above.

Table 2: Output parameters originate from the calculation of runoff concentration

Unit symbol	Output parameter	Unit
A_{Rinne}	Area of gutter	m^2
f	load	$g\ y^{-1}$
Q_{Dach}	Water amount from roofs	l
c	Concentration in runoff	$g\ l^{-1}$
c_{SW}	Concentration in seepage	$g\ l^{-1}$

We validate the calculation with data from the literature and with own calculated concentrations. It conduces the method and the selected parameters for the calculation. An extended description is placed in the report. The blue and green boxplots in Figure 1 show the concentrations of the literature date. They document the great width of data and comprise all the different conditions of the studies. With the help of seven example roofs we calculate a great amount of zinc and copper concentrations which the yellow and the orange boxplots reproduce. The figure makes it clear that the calculated concentrations meet with the literature data. We conclude, that the calculation is suitable for the described application in spite of the small number of parameters.

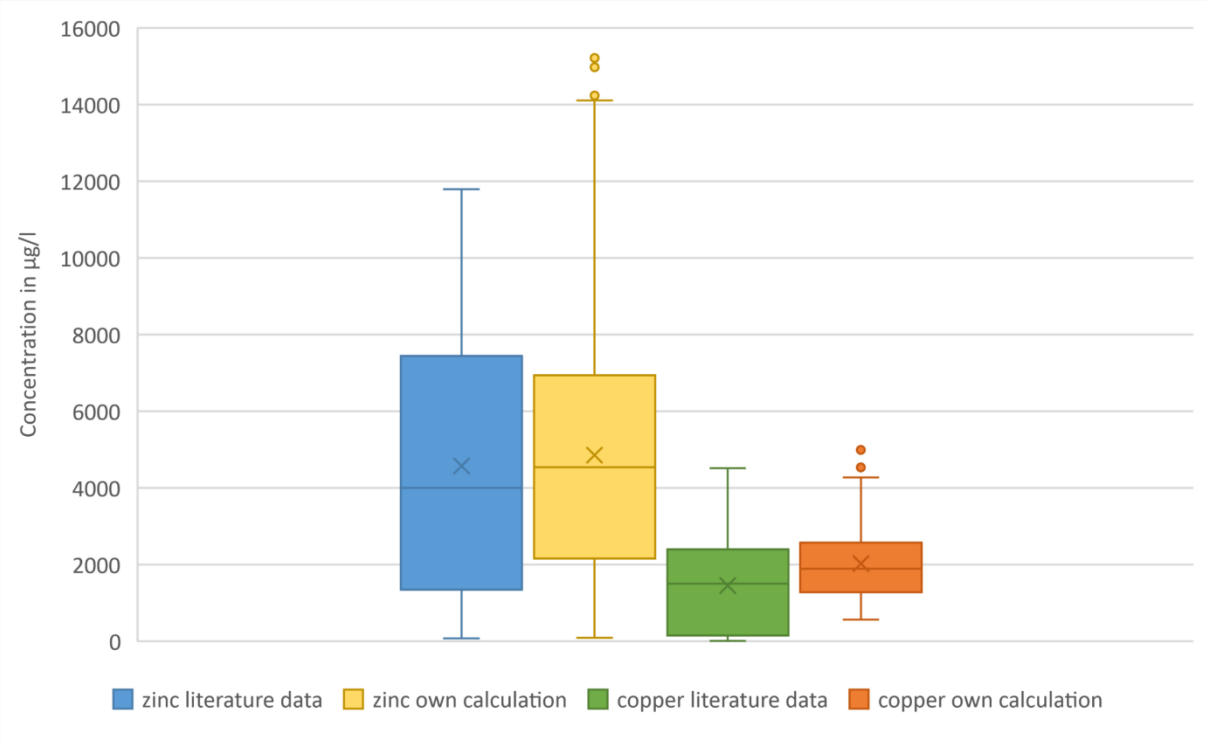

Figure 1: Compare concentrations from literature and own calculation.

The application standards for the water law enforcement for meeting the maximum threshold values have the task to be practicable as well as targeted to protect the groundwater. For this, we distinguish between the following cases.

First, we classify into minor cases and complex cases. The assessment based only on the roof material and the consequential contamination of the runoff. Minor cases do not need another inspection to get the water law permission but complex cases require a calculation. The following application standards have to be considered.

1. It is a minor case when the roof and the gutter consist of non-metal materials. So, the runoff can laminar infiltrate into the soil. Every type of infiltration is also possible because a low contamination is expected. A water law permission is not necessary but essential hydraulic conditions are required. The atmospheric deposition is not considered.
2. It is a minor case when the roof consists of non-metal materials and the gutter consists of zinc material. But the runoff has to infiltrate into a vegetated swale. The runoff has to pre-treat when the water infiltrates into the subsoil. We predict a low contamination of the runoff water because of the small gutter area. The estimation based on the literature data and our own calculations. But to meet with the maximum threshold values the retention capacity of the filter material has to be 80% at least (soil or technical filter) and is highly necessary. Further calculation is not needed.
3. It is a minor case with conditions when the roof consists of non-metal material and the gutter consists of copper. Literature data as well as own calculation show that copper concentration in roof runoff is very high. To meet the maximum threshold values the retention capacity of an infiltration construction is not sufficient. Hence, an additional pre-treatment of the runoff is necessary before the water infiltrates into the vegetated swale. The certified pre-treated filter has to check regular and to renew if it is essential. The combination of both treatment steps have to reach a retention capacity of 98%.
4. It is a complex case when the roof or even a part of the roof as well as the gutter consist of metal. A calculation is necessary to make sure the seepage meets the maximum threshold values. The calculation includes a soil's retention capacity of 88% for copper and 99% for zinc. Calculated concentrations above the maximum threshold values makes an additional treatment necessary. For all other results of the calculation the infiltration into the vegetated swale is sufficient. The infiltration construction as well a technical filter has to check regular and to renew if it needs to.

The decision tree (see Figure 2) supports the water laws enforcement to determine the existing case and query the application standards step by step.

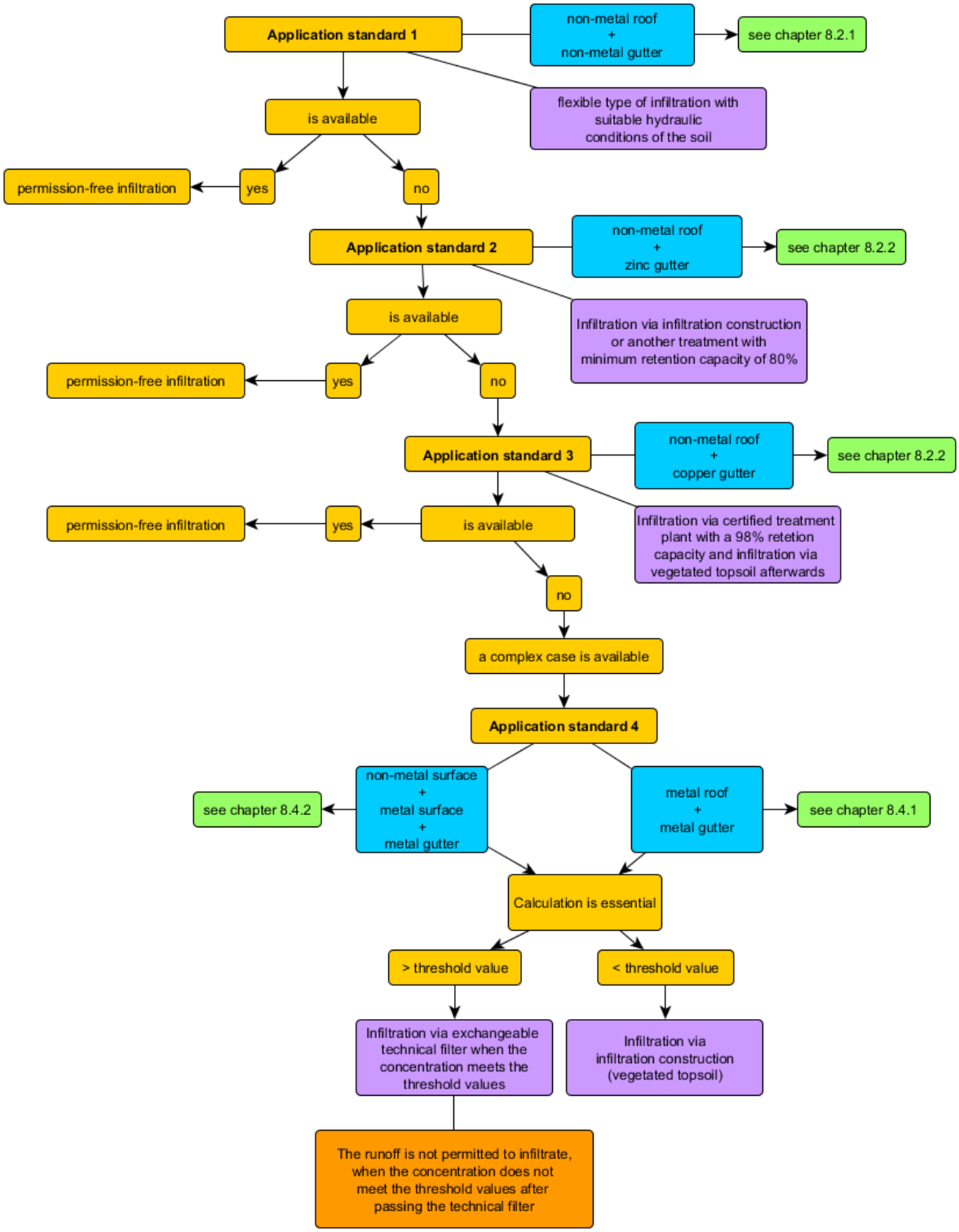

Figure 2: Decision tree to classify the application standards for roof runoff.

The calculation of the concentration in runoff and seepage water from traffic areas focus on lead, cadmium, copper and zinc because of the small data base. For all calculations the dissolved form of the heavy metals is used. We exclude PAK because these substances mainly exist as particles in the runoff water and do not infiltrate into the soil.

Table 3: Input parameters to calculate the concentrations in the runoff of traffic areas.

Unit symbol	Input parameter	Unit
P	Mean precipitation of a year	$l\ m^{-2} y^{-1}$
FR	Load rate	$mg\ m^{-2}\ y^{-1}$
Ψ	Runoff coefficient = 0.9	
$b_{Straße}$	Width of the traffic area	m

Table 3 shows the input parameters to calculate the concentration in the runoff from traffic areas. Table 4 shows the parameters which are used for the calculation of the seepage amount. The parameters are the same for all calculation except specific values are available. The measured values of precipitation shell originate from the most appropriate meteorological station.

Table 4: Constant input parameters for the calculation of seepage amount.

Unit symbol	Input parameter
$A_{Bankett}$	Area of the embankment = 2 m²
$EV_{Bankett}$	Evapotranspiration of the embankment = 0.14
Q_{OF}	Surface runoff of the embankment = 0.07
EV_{Mulde}	Evapotranspiration of the vegetated swale = 0.58
A_{Mulde}	Swale area of a 1 meter wide road segment = 5 m²

As the calculation of roof runoff, we calculate step by step the area of the road segment, the load and the water amount. We assume the length of the road segment of one meter. Road runoff infiltrates into an embankment or into a vegetated swale. The Table 5 shows the calculation steps for both infiltration possibilities which include an increase of water amount because of precipitation and also a decrease due to surface runoff and evapotranspiration. One of the following calculation can be choose.

Table 5: Calculation steps for the infiltration via embankment and vegetated swales.

Embankment	Vegetated swales
$Q_{Bankett} = P \times A_{Bankett}$	$Q_{Mulde} = P \times A_{Mulde}$
$Q_{gesamt} = Q_{Straße} + Q_{Bankett}$	$Q_{gesamt} = Q_{Straße} + Q_{Mulde}$
$Q_{SW} = Q_{gesamt} - (EV_{Bankett} \times Q_{gesamt}) - (Q_{OF} \times Q_{gesamt})$	$Q_{SW} = Q_{gesamt} - (EV_{Mulde} \times Q_{gesamt})$
$c_{SW} = \frac{f_{Straße} \times F_{Ret}}{Q_{SW}}$	$c_{SW} = \frac{f_{Straße} \times F_{Ret}}{Q_{SW}}$

The retention in the embankment depends on the substance. That's why we calculate with different retention factors for each heavy metal and for two different road types. We do not differ for vegetated swales. The recommended values originate from a field study and can adapt if site-specific values are available. The evapotranspiration of a swale reduces the seepage first of all by plants. For the calculation we take the transpiration capacity of 58% of a short grassed area (Baumgartner 1979).

The contaminant loads from traffic areas can not only explained by a few parameters. The literature review does not show a correlation between contaminant concentration and traffic density. Furthermore, a large part of contaminants in the runoff are particles and they do not infiltrate into the soil. The calculation focuses on the dissolved part of the contaminants in the runoff. In addition, remobilization of retained heavy metals because of de-icing salt is an important factor for road runoff but not for roof runoff, which we had to exclude for this study. The temporary usage of de-icing salt chance the concentrations very intensive. At that time, maximum threshold values can exceed in the seepage.

The application standards deviate from these of roof runoff due to the reasons above. Instead of that, the different types of roads help to formulate the application standards:

1. The runoff from country roads and non-urban local connection roads is probably minimal contaminated. The infiltration into vegetated swales treat the runoff water. It is called a minor case.
2. The concentrations in the runoff of major roads can be very different. It is a minor case when the traffic density is low or medium and the major road has only two lanes. It is deemed to the first application standard. In case of a high traffic road with more than two lanes, a calculation is necessary and it is deemed to the third application standard.
3. To calculate the runoff and seepage concentration from highways is essential. First of all, both calculations have to run and the concentrations have to compare. The runoff water has to infiltrate into the construction with the highest retention capacity. If the concentration still exceed the maximum threshold values an additional treatment is necessary. All particles in the runoff have to reduce by a suitable filter. It is a so called complex case.

1 Einleitung

Dem anfallenden Niederschlagswasser wird zunehmend mehr Aufmerksamkeit zuteil. Befördert durch die Auswirkungen des Klimawandels wird angestrebt, einen möglichst hohen Anteil des Niederschlagswassers in dem natürlichen Wasserkreislauf zu belassen, anstatt es rasch über die Entwässerung und Vorflut abzuführen. Dazu gehört auch die ortsnahe Versickerung des Regenwassers, das im Siedlungsbereich und auf Verkehrswegen anfällt (siehe dazu § 55 Abs. 2 WHG).

Allerdings nimmt das Niederschlagswasser auf seinem Weg über die anthropogen gestalteten Oberflächen wie Dachflächen, Regenrinnen, Asphaltdecken etc. eine Reihe von Stoffen auf und transportiert sie ab. Darunter befinden sich auch umweltbelastende Stoffe wie Schwermetalle und Pestizide. Die Versickerung der Schadstoffe mit dem Dach- bzw. Straßenabflusswasser könnte in seiner Eigenschaft als punktuelle Schadstoffquelle das Grundwasser belasten.

Im Sinne eines vorsorgenden Grundwasserschutzes wurde für diesen Anwendungsbereich durch die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für eine Vielzahl von Stoffen Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS-Werte) festgelegt, um nachteilige Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit bei der Grundwasserbenutzung vorsorglich zu verhindern (LAWA 2016). Zugrunde gelegt wurden dabei sowohl die Qualitätskriterien der Trinkwasserverordnung als auch ökotoxikologische Ableitungen. Damit soll sowohl die Nutzbarkeit des Grundwassers als Trinkwasser als auch dessen Funktion als Lebensraum sichergestellt werden. Der Ort der Beurteilung bzw. der Prognose, ob die GFS-Werte unterschritten werden, befindet sich vor dem Übergang des Sickerwassers von der wasserungesättigten Bodenzone in das Grundwasser.

Trotz erheblicher Verringerung der Schwermetalleinträge in den letzten dreißig Jahren treten Kupfer und Zink immer noch in erhöhten Konzentrationen in Böden und Gewässern auf. Die wesentlichen emissionsrelevanten Einsatzgebiete im urbanen Bereich sind der Bau- und Verkehrsbereich. Das von metallischen Dach- oder Fassadenflächen abfließende Niederschlagswasser ist deutlich höher mit Kupfer und Zink belastet als das Regenwasser. Im Verkehrsbereich sind zahlreiche Einzelquellen wie Reifen-, Brems- und Fahrbahnabrieb, Auswuchtgewichte, Oberleitungen und verzinkte Ausrüstungen (z.B. Leitplanken, Schilder, Masten) zu nennen (Hillenbrand et al. 2005).

Am Beispiel der Versickerung von Niederschlagswässern soll deshalb die Anwendung der GFS-Werte erprobt und zugleich mit Hilfe von Kriterien der wasserrechtliche Vollzug vereinfacht werden. Hierfür wird ein gestuftes Verfahren entwickelt, bei dem einfache Fälle als Bagatellfälle beschrieben werden, bei denen bei einer Einleitung in das Grundwasser von der Einhaltung der GFS-Werte ausgegangen werden kann. Schließlich sind komplexe Fälle zu betrachten, bei denen das Wechselspiel verschiedener Parameter zu berücksichtigen und ggf. Maßnahmen abzuleiten sind, um die Einhaltung der GFS-Werte z.B. durch Behandlungsanlagen zum Stoffrückhalt zu gewährleisten. Die verschiedenen Fälle werden jeweils durch Fallbeispiele untersetzt.

Im vorliegenden Bericht steht das Abflusswasser von Dächern, Straßen und Parkplätzen im Fokus. Auch wenn der Abfluss anderer befestigter Flächen ebenfalls von Relevanz ist, musste eine Abgrenzung des Betrachtungsgegenstands vorgenommen werden.

Zur Beantwortung der Fragestellung, ob bei der Versickerung von Niederschlagswasser die Geringfügigkeitsschwellenwerte im dem Grundwasser zuströmenden, Sickerwasser eingehalten werden, ist eine genaue Betrachtung des Wirkungspfades unerlässlich. Mit Hilfe einer umfangreichen Literaturauswertung werden die Prozesse und relevanten Einflussgrößen jeder Ebene herausgearbeitet, die maßgeblich die Stoffkonzentrationen im Wasser bestimmen. Dabei

werden Quellen für hohe Stoffkonzentrationen identifiziert und mit konkreten Zahlen aus der ausgewerteten Literatur untersetzt.

Im Kapitel 8 werden die erarbeitete Informations- und Datenlage zur Einteilung in einfache und komplexe Fälle der Niederschlagswasserversickerung verwendet. Für komplexe Fälle wird ein einfaches Berechnungsverfahren vorgeschlagen, auf dessen Grundlage eine geeignete Behandlung des Abflusswassers ausgewählt werden kann. Beispielrechnungen zeigen auf, in welchem Konzentrationsspektrum sich das Abflusswasser unter bestimmten Konstellationen des verwendeten Dachmaterials befindet. Abschließend werden mit Hilfe eines Entscheidungsbaums die Anwendungsgrundsätze formuliert. Zudem werden auf Basis der Beispielrechnungen und Literaturwerte zur Versickerung von Straßenabflusswasser Anwendungsgrundsätze formuliert.

2 Rechtliche Grundlagen

Berücksichtigung finden im folgenden Kapitel alle fachspezifischen Gesetze und Verordnung in ihrer Form zum Stichtag 31. Mai 2019.

2.1 Wasserhaushaltsgesetz

Bei der Niederschlagswasserversickerung ist übergeordnet das Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG) und besonders dessen §§ 25, 46, 47, 54 und 55 zu berücksichtigen.

§ 25 erlaubt jeder Person unter bestimmten Bedingungen und Beschränkungen den Gemeingebrauch oberirdischer Gewässer. Die Länder können darüber hinaus den Gemeingebrauch auf das „schadlose Einleiten von Niederschlagswasser“ (Abs. 1 Nr. 1) ausweiten. Dies wird im entsprechenden Landesrecht der Bundesländer konkretisiert (Tabelle 6). Der Gemeingebrauch ist stets erlaubnisfrei.

In § 46 ist die erlaubnisfreie Nutzung des Grundwassers geregelt. Abs. 2 konkretisiert dies: „keiner Erlaubnis bedarf ferner das Einleiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser durch schadlose Versickerung, soweit das in einer Rechtsverordnung nach § 23 Abs. 1 bestimmt ist“.

Die in § 47 Abs. 1 benannten Bewirtschaftungsziele für das Grundwasser sind bei der Versickerung von Niederschlagswasser stets einzuhalten. Unter bestimmten Bedingungen kann von den Bewirtschaftungszielen abgewichen und Ausnahmen erteilt werden (siehe § 47 Abs. 3 und auf die darin verwiesenen Paragraphen).

Unter § 54 ist der Begriff des Abwassers definiert. Demnach ist auch Niederschlagswasser, wenn es aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen gesammelt abfließt, Abwasser. Das sich anschließende Versickern von Niederschlagswasser wird gemäß Abs. 2 dieses Paragraphen als Abwasserbeseitigung verstanden.

Daran schließen sich die Grundsätze der Abwasserbeseitigung in § 55 an. Gemäß dieses Paragraphens gilt: „Niederschlagswasser soll ortsnah versickert […] werden, soweit dem weder wasserrechtliche noch sonstige öffentlich-rechtliche Vorschriften noch wasserwirtschaftliche Belange entgegenstehen.

2.2 Landesgesetze

Ausgehend vom rahmengebenden Wasserhaushaltsgesetz sind in den 16 Bundesländern Gesetze erlassen worden, die das WHG untersetzen, konkretisieren und entsprechend erweitern. Darunter auch das Vorgehen bei der Bewirtschaftung und dem Umgang mit Niederschlagswasser. Die Tabelle 6 gibt einen Überblick darüber, welche Art von Regelungen zur Niederschlagsversickerung in den jeweiligen Landeswassergesetzen enthalten sind. Die Zusammenstellung soll die Unterschiede zwischen den 16 Bundesländern in ihrer Gesetzeslage zum Umgang mit Niederschlagswasser und dessen Versickerung veranschaulichen. Dabei fällt u.a. auf, dass die Definition einer Niederschlagswasserversickerungsanlage (Nr. 4) einzig im Bremischen Wassergesetz vorgenommen wird. Der Freistaat Bayern hat eine entsprechende Verordnung erlassen, auf die im weiteren Verlauf des Kapitels eingegangen wird.

Die Nummern in der ersten Zeile entsprechen den Nummern der sich an die Tabelle 6 anschließenden textlichen Ausführungen.

Tabelle 6: Übersicht der in den Ländergesetzen aufgeführten Regelungen zur Niederschlagswasserversickerung (eigene Darstellung).

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
BY		BY		BY	BY							BY	
		HB	HB	HB								HB	
		LSA		LSA	LSA								
		NI		NI		NI						NI	
	BB			BB							BB	BB	BB
	BE	BE		BE			BE	BE				BE	
				HE								HE	HE
	SH	SH		SH	SH				SH			SH	
		NRW		NRW	NRW			NRW				NRW	NRW
	RP			RP									RP
SN		SN		SN	SN						SN	SN	
	SL	SL		SL			SL		SL		SL	SL	SL
	TH	TH		TH			TH					TH	
	BW			BW	BW					BW			

Folgende Regelungen sind in den Landeswassergesetzen beschrieben:

1. Das dezentrale Versickern von Niederschlagswasser dient der Minderung von Hochwasser- und Dürregefahren (Art. 44 BayWG, § 70 SächsWG).
2. Niederschlagswasser ist zu versickern:
   a. § 54 Abs. 4 Satz 1 BbgWG: Soweit eine Verunreinigung des Grundwassers nicht zu besorgen ist und sonstige Belange nicht entgegenstehen

   b. § 36a Abs. 1 BWG: über die belebte Bodenzone, wenn keine nachteiligen Auswirkungen oder Verunreinigungen des Grundwassers zu besorgen sind; der Grundstückseigentümer kann auch durch eine Rechtsverordnung des Senates verpflichtet werden

   c. § 21 Abs. 1 Satz 2 Landwassergesetz Schleswig-Holstein: Versickerung nur außerhalb von Heilquellen- und Wasserschutzgebieten sowie Altlasten und Altlastenverdachtsflächen

   d. § 31 Abs. 5 Landeswassergesetz Schleswig-Holstein, § 49a Abs. 1 SWG: über Anlagen, die den allgemein anerkannten Regeln der Technik entsprechen

   e. § 58 Abs. 2 Landeswassergesetz Rheinland-Pfalz: durch Satzung und Zustimmung der oberen Wasserbehörde kann dem Verpflichteten zur Versickerung festgesetzt werden, wo und in welcher Weise das Niederschlagswasser versickert werden soll.

f. § 19 Abs. 1 Nr. 2 Landeswassergesetz Rheinland-Pfalz: die untere Wasserbehörde entscheidet über die Einleitung von Niederschlagswasser von bis zu 500 m^2 abflusswirksamen Flächen in das Grundwasser

g. § 49 Abs. 3 Nr. 1 und 2 ThürWG, § 46 Abs. 3 Wassergesetz für Baden-Württemberg, § 32a HWaG: Das für Wasserwirtschaft zuständige Ministerium regelt Voraussetzungen, wann Niederschlag schadlos versickert werden kann, welche Anlagen geeignet sind und die Beschaffenheit des zu versickernden Niederschlagswassers.

3. Die erlaubnisfreie Niederschlagswasserversickerung (zu §§ 46 und 55 WHG)

a. Art. 18 Abs. 1 Nr. 2 BayWG regelt das schadlose Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser, das nicht mit anderem Abwasser oder wassergefährdenden Stoffen vermischt ist als einen Gemeingebrauch, der stets erlaubnisfrei ist. Dabei soll die schadlose Einleitung den vom Staatsministerium bekannt gemachten Regeln der Technik entsprechen. Ausgeschlossen ist das Niederschlagswasser von Flächen in Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, Bundes- und Staatsstraßen sowie von Straßen mit mehr als zwei Fahrstreifen.

b. § 32a HWaG: umfasst schadlose Versickerung des auf Wohngrundstücken anfallende Niederschlagswasser; über Rechtsverordnung regelt der Senat unter welchen Voraussetzungen die Versickerung erlaubnisfrei ist; Senat bestimmt dazu geeignete Anlagen und weitere Anforderungen.

c. § 40 Abs. 2 SächsWG bzw. § 69 Abs. 2 WG LSA, § 86 Abs. 1 NWG sowie § 36b BWG, § 49 Abs. 3 Nr. 3 ThürWG: oberste Wasserbehörde bzw. das zuständige Ministerium sowie die Berliner Senatsverwaltung kann über Rechtsverordnung bestimmen, dass eine Erlaubnis für das Ableiten von Niederschlagswasser in das Grundwasser nicht erforderlich ist bzw. unter welchen Bedingungen keine Erlaubnis erforderlich ist (BWG), wenn eine Beeinträchtigung nicht zu besorgen ist.

d. § 21 Abs. 1 Nr. 3 a) Landeswassergesetz Schleswig-Holstein: nur über belebte Bodenzone von Niederschlagswasser von reinen Wohngrundstücken oder Flächen mit vergleichbarer Nutzung und bis zu einer befestigten Fläche von 1000 m^2 in reinen und allgemeinen Wohngebieten sowie ländlichen Wegen

e. § 44 Abs. 2 BremWG: Dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung bedarf keiner wasserrechtlichen Erlaubnis; obere Wasserbehörde legt Anforderungen dazu fest.

f. § 35 Abs. 2 SWG, § 69 Abs. 1 WG LSA und § 86 Abs. 1 NWG: wenn Niederschlagswasser auf Dach-, Hof- oder Wegeflächen von Wohngrundstücken anfällt, muss das Niederschlagswasser auf dem Grundstück flächenhaft über die gewachsene oder über eine mind. 30 cm mächtige bewachsene Bodenzone versickert werden (§ 35 Abs. 2 SWG); Niederschlagswasser von Hofflächen muss über die bewachsene Bodenzone versickert werden (§ 69 Abs. 1 WG LSA und § 86 Abs. 1 NWG)

g. § 35 Abs. 1 SWG: Ministerium für Umwelt kann durch Rechtsverordnung bestimmen, dass eine Erlaubnis oder eine Bewilligung erforderlich ist

h. § 44 Abs. 3 Landeswassergesetz NRW: Durch Rechtsverordnung kann das zuständige Ministerium Regelungen zur Erlaubnisfreiheit treffen.

   i. § 32 Abs. 3 LWaG: wenn keine Verunreinigungen des Grundwassers zu besorgen sind, können die Gemeinden durch Satzung regeln (außerhalb von Wasserschutzgebieten), dass die Versickerung des Niederschlags am Ort seiner Entstehung erlaubnisfrei versickert werden kann.

4. Eine dezentrale Niederschlagswasserbeseitigung liegt dann vor, wenn das Niederschlagswasser von Grundstücken stammt, die überwiegend der Wohnnutzung u.ä. dienen. Dabei wird es dem natürlichen Wasserkreislauf zugeführt ohne dabei das Wohl der Allgemeinheit zu beeinträchtigen, wasserrechtliche und öffentlich-rechtliche Vorschriften (z.B. Heil- und Wasserschutzgebiete) sowie wasserwirtschaftliche Belange nicht entgegenstehen und schädliche Verunreinigungen und nachteilige Veränderungen des Gewässers nicht zu erwarten sind (z.B. durch Altlasten und verunreinigten Boden). § 44 Abs. 1 BremWG
5. Regelungen der Abwasser- bzw. Niederschlagswasserbeseitigungspflicht
   a. Art. 34 Abs. 1 BayWG: Zur Abwasserbeseitigung sind die Gemeinden verpflichtet, soweit sich nach Abs. 3 und 5 nichts anderes ergibt.
   b. § 37 Abs. 5 Satz 2 HWG, § 50 Abs. 6 SächsWG, § 49a Abs. 1 SWG, § 57 Abs. 3 ThürWG, § 40 Abs. 3 LWaG: es ist derjenige zur Beseitigung verpflichtet, bei dem das Niederschlagswasser anfällt bzw. bei dem es versickert wird. Art. 34 Abs. 2 Nr. 1: wenn das Abwasser wegen seiner Art oder Menge besser von demjenigen behandelt wird, bei dem es anfällt.
   c. § 79b Abs. 1 WG LSA, § 66 Abs. 2 Nr.1 BbgWG, § 45 Abs. 4 Nr. 4 BremWG, § 96 Abs. 3 Nr. 1 NWG, § 29e Abs. 3 Nr. 2 BWG, § 31 Abs. 5 Landeswassergesetz Schleswig-Holstein, § 49 Abs. 4 Landeswassergesetz NRW, § 46 Abs. 2 Nr. 2 Wassergesetz für Baden-Württemberg: Anstelle der Gemeinde ist der Grundstückseigentümer verpflichtet, soweit die Gemeinde den Anschluss an eine öffentliche Abwasseranlage nicht vorschreibt.
   d. § 44 Abs. 4 BremWG: Die obere Wasserbehörde legt Anforderungen an die Niederschlagswasserbeseitigung fest.
   e. § 44 Abs. 3 Nr. 2 und 3 Landeswassergesetz NRW: das zuständige Ministerium kann durch Rechtsverordnungen Regelungen zur Errichtung und Betrieb der zur schadlosen Versickerung notwendigen Anlagen und deren Unterhaltung und Überwachung treffen.
   f. § 58 Abs. 1 Nr. 2 Landeswassergesetz Rheinland-Pfalz: Es entfällt die allgemeine Pflicht zur Abwasserbeseitigung, wenn das Niederschlagswasser ohne Beeinträchtigungen auf dem Grundstück versickert werden kann, wo es anfällt.
   g. Art 34 Abs. 6 BayWG Verpflichtete können sich zur gemeinsamen Erfüllung der Pflicht zur Abwasserbeseitigung zusammenschließen.
6. Regelungen zur Erstellung eines Abwasser- bzw. Niederschlagswasserbeseitigungskonzepts: Art. 34 Abs. 2 Nr. 3 BayWG, § 79 Abs. 4 WG LSA und § 79b WG LSA, § 31 Abs. 1 Nr. 3 Landeswassergesetz Schleswig-Holstein, § 47 Abs. 3 Landeswassergesetz NRW, § 51 SächsWG, § 47 Wassergesetz für Baden-Württemberg.
7. Für versiegelte Flächen ist ein zusätzlicher Beitrag zu leisten, der sich jedoch reduziert, wenn das Niederschlagswasser auf der Fläche genutzt wird, auf der es anfällt (zu § 64 Abs. 1 Satz 4 Anlage 5 Nr. 1b NWG).
8. Niederschlagswasser ist Abwasser und muss beseitigt werden (§ 29d Abs. 2 BWG, § 49 Abs. 1 SWG, § 57 Abs. 1 ThürWG).
9. Für das Einleiten von Niederschlagswasser gemäß § 25 WHG besteht eine Anzeigepflicht
   a. § 32b HWaG: die zuständige Behörde kann Anforderungen an die Anlage anordnen, wenn dies zum Schutz des Grundwassers erforderlich ist.

   b. § 104 Abs. 1 Nr. 3 BWG: Es handelt sich um eine Ordnungswidrigkeit, wenn der Anzeigepflicht für die Einleitung von Niederschlagswasser nicht nachgekommen wird.
   c. § 44 Abs. 3 Landeswassergesetz NRW: Durch Rechtsverordnung kann das zuständige Ministerium Regelungen und die Begründung einer Anzeigepflicht treffen.
10. Eine Erlaubnis für die Gewässerbenutzung – Einleiten von unbelastetem Niederschlagswasser – soll im einfachen Verfahren erfolgen (§ 119 Abs. 3 Landeswassergesetz Schleswig-Holstein, § 19b Abs. 1 SWG).
11. Das Einleiten von Niederschlagswasser ist abgabefrei (§ 130 SWG), soweit die allgemein anerkannten Regeln der Technik der Regenwasserbehandlung eingehalten werden (§ 116 Wassergesetz für Baden-Württemberg).
12. Genehmigungspflicht entfällt bei Anlagen zur Beseitigung von Niederschlagswasser (§ 55 Abs. 3 SächsWG, § 48 Abs. 3 SWG, § 48 Wassergesetz für Baden-Württemberg)
13. Niederschlag von öffentlichen Verkehrsflächen:
   a. Art. 34 Abs. BayWG, § 45 Abs. 4 Nr. 1 BremWG, § 96 Abs. 3 Nr. 2 NWG, § 29a Abs. 3 Nr. 1 BWG: ist vom Träger öffentlicher Verkehrsanlagen zu beseitigen, wenn er dazu verpflichtet ist.
   b. § 66 Abs. 2 Nr.2 BbgWG, § 31 Abs. 5 Landeswassergesetz Schleswig-Holstein, § 49 Abs. 3 Landeswassergesetz NRW, § 59 Abs. 1, § 40 Abs. 3 LWaG: die Träger von öffentlichen Verkehrsanlagen bei außerhalb im Zusammenhang bebauter Ortsteile anfallenden Niederschlagswassers.
   c. § 31 Abs. 5 Landeswassergesetz Schleswig-Holstein: die Gemeinde bei innerhalb im Zusammenhang bebauter Ortsteile anfallenden Niederschlagswassers.
   d. § 54 Abs. 4 BbgWG: Niederschlagwasser ist zu fassen und oberflächig zu versickern, wenn keine Verunreinigung des Grundwassers zu besorgen ist.
   e. § 37 Abs. 5 HWG, § 50 Abs. 6 SächsWG, § 50b Abs. 4 SWG, § 31 Abs. 5 Landeswassergesetz Schleswig-Holstein, § 58 Abs. 3 Satz 2 ThürWG: das Niederschlagswasser, das von öffentlichen Verkehrsflächen abfließt muss vom Träger der Verkehrsanlage/Straßenbaulast beseitigt werden.
14. Festlegungen zur Niederschlagswasserversickerung durch die Gemeinden:
   a. § 54 Abs. 4 BbgWG, § 44 Abs. 2 Landeswassergesetz NRW, § 58 Abs. 2 Landeswassergesetz Rheinland-Pfalz, § 49a Abs. 3 SWG: kann in Satzungen und im Bebauungsplan erfolgen.
   b. § 37 Abs. 4 HWG: Eine Gemeinde kann durch Satzung das Sammeln oder Verwenden von Niederschlagswasser anordnen.

2.3 Länderspezifische Verordnungen zur Niederschlagswasserversickerung

Im Freistaat Bayern ist die schadlose Versickerung von gesammeltem Niederschlagswasser über die Niederschlagswasserfreistellungsverordnung (NWFreiV) und die vom Staatsministerium beschlossenen Technischen Regeln zum schadlosen Einleiten von gesammeltem Niederschlagswasser in das Grundwasser (TRENGW) geregelt.

Die Erlaubnisfreiheits-Verordnung des Freistaats Sachsen konkretisiert die erlaubnisfreie Benutzung des Grundwassers für die Versickerung von Niederschlagswasser.

Das Land Baden-Württemberg regelt die erlaubnisfreie und erlaubnispflichtige Versickerung von Niederschlagswasser in der Niederschlagswasserbeseitigungsverordnung.

Die Thüringer Verordnung über die erlaubnisfreie schadlose Versickerung von Niederschlagswasser (ThürVersVO) regelt die Anforderungen an die zu entwässernde Fläche und die Versickerungsanlage.

In der Niederschlagswasserversickerungsverordnung der Hansestadt Hamburg wird die erlaubnisfreie Versickerung von Niederschlagswasser auf Wohngrundstücken geregelt.

2.4 Rechtliche Einordnung der Geringfügigkeitsschwellen

Das Grundwasser ist ein Gewässer im Sinne des WHG (§ 2 Abs. 1 Nr. 3 WHG), dessen Benutzung erlaubnispflichtig ist (§ 8 Abs. 1 WHG). § 9 WHG regelt die einzelnen Benutzungstatbestände, zu denen auch das Einbringen und Einleiten von Stoffen (§ 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG) und Maßnahmen gehören, die geeignet sind, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit herbeizuführen (§ 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG). Nach § 12 Abs. 1 sind die Erlaubnis und Bewilligung zu versagen, wenn schädliche auch durch Nebenbestimmungen nicht vermeidbare oder nicht ausgleichbare Gewässerveränderungen zu erwarten sind (Nr. 1) oder andere Anforderungen nach öffentlich-rechtlichen Vorschriften nicht erfüllt werden (Nr.2). Schädliche Gewässerveränderungen werden in § 3 Nr. 10 WHG definiert als Veränderungen von Gewässereigenschaften, die das Wohl der Allgemeinheit, insbesondere die öffentliche Wasserversorgung, beeinträchtigen oder die nicht den Anforderungen entsprechen, die sich aus dem WHG, aus aufgrund des WHG erlassenen oder aus sonstigen wasserrechtlichen Vorschriften ergeben. Für die Reinhaltung des Grundwassers gilt ein verschärfter Maßstab: § 48 Abs. 1 Satz 1 WHG macht die Erteilung einer Erlaubnis für das Einbringen und Einleiten von Stoffen in das Grundwasser nämlich davon abhängig, dass eine nachteilige Veränderung der Wasserbeschaffenheit nicht zu besorgen sein darf. Der gleiche Besorgnismaßstab gilt für die Lagerung und Ablagerung von Stoffen und für das Befördern von Flüssigkeiten und Gasen durch Rohrleitungen (§ 48 Abs. 2 Sätze 1 und 2 WHG) Somit genügt hier bereits die Besorgnis einer nachteiligen Veränderung – im Unterschied zur Erwartung einer schädlichen Gewässerveränderung in § 12 Abs. 1 WHG - zur Versagung der Erlaubnis.

In einer Rechtsverordnung kann festgelegt werden, unter welchen Voraussetzungen die Anforderung nach § 48 Abs. 1 Satz 1, insbesondere im Hinblick auf die Begrenzung des Eintrages von Schadstoffen, als erfüllt gilt (§ 48 Abs. 1 Satz 2 WHG). Bislang ist diese Verordnungsermächtigung nicht ausgefüllt worden. In dem 2004 von der LAWA verabschiedeten und 2016 aktualisierten Bericht „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser“ (LAWA 2016) heißt es: „Zur bundeseinheitlichen Bewertung von Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit, die bereits eingetreten sind oder die es zu verhindern gilt, werden nachvollziehbare und einheitliche Bewertungskriterien benötigt. Hierzu gehört vor allem ein Maßstab, bis zu welchen Stoffkonzentrationen anthropogene, räumlich begrenzte Änderungen der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers als geringfügig einzustufen sind und ab welcher Konzentration eine nachteilige Veränderung der Wasserbeschaffenheit des Grundwassers vorliegt. Ein hierfür von der Bund-/ Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) als geeignet angesehener Maßstab ist die Geringfügigkeitsschwelle(GFS).“ Diese GFS wären somit neben Anwendungsgrundsätzen ein wichtiges Element einer derartigen Verordnung.

Solange die Verordnung nicht verabschiedet ist, ist ausgehend von dem mit dem jeweiligen Vorhaben verbundenen Gefährdungspotential für die Eigenschaften des Grundwassers einzelfallbezogen zu beurteilen, ob und inwieweit das Eintreten schädlicher Veränderungen der Eigenschaften unwahrscheinlich ist. In einem aktuellen Urteil hat das OVG Münster zur Rolle der GFS richtungsweisende Ausführungen gemacht (OVG NRW, Urteil vom 5.12.2018 - 20A 499/16). Darin heißt es: „Die Geringfügigkeitsschwellenwerte der LAWA sind zwar rechtlich nicht verbindlich. Sie bieten aber vergleichbar mit der LAGA M 20 und der TR Boden eine von einem fachkundigen Gremium erstellte und auf wissenschaftlichen Erkenntnissen beruhende fachliche Grundlage zur spezifisch wasserrechtlich ausgerichteten Ermittlung von Zahlenwerten, bis zu

denen Schadstoffeinträge in das Grundwasser nicht als schädlich für die Eigenschaften des Grundwassers zu bewerten sind. Die Konzeption ihrer Ableitung und die den einzelnen Schwellenwerten zugrundeliegenden Erkenntnisse lassen … erwarten, dass ihre Übernahme als Zuordnungswerte dem Besorgnisgrundsatz genügt, aber auch nicht über dessen Anforderungen hinausgeht. Damit sind die Geringfügigkeitsschwellenwerte ein von technischem und rechtlichem Sachverstand getragenes Hilfsmittel zur zahlenmäßigen Beurteilung von Schadstoffbelastungen des Grundwassers und zur Ermittlung von Grenzwerten im konkreten Einzelfall.

Daran ändert es nichts, dass an den Einzelheiten der Ableitung der Geringfügigkeitsschwellenwerte und dem jeweiligen Zahlenwert der einzelnen Parameter in der Fachöffentlichkeit Kritik geübt wird. Eine Behörde, die sich … beim derzeitigen Stand der Diskussion um die Geringfügigkeitsschwellenwerte bei der Zulassung einer Verfüllung dieser Werte bedient, hält sich auf der "sicheren Seite" des gebotenen Grundwasserschutzes.“

2.5 Bewertung der gesetzlichen Regelungen

Der Umgang mit der Versickerung von Niederschlagswasser wird in den Bundesländern unterschiedlich geregelt. Vorgaben zur Qualität des Abflusswassers und dem Sickerwasser in Form von Konzentrationsangaben sind in den Gesetzen und Verordnungen nicht enthalten. Durch eine Einführung der Geringfügigkeitsschwellen müssten die Regelungen konkreter die Qualität des Abflusswassers und die Eigenschaften des Materials zur Schadstoffretention formulieren, um dem vorsorgenden Grundwasserschutz ausreichend Rechnung zu tragen. Das vorliegende Gutachten hat die Aufgabe für diese Konkretisierung der Anforderungen hinsichtlich der Wasserqualität die erforderliche Daten- und Informationsgrundlage zu schaffen.

3 Aktuelle Regenwasserbewirtschaftung

Mit Regenwasserbewirtschaftung wird der Umgang mit Niederschlagswasser bezeichnet, das von versiegelten Flächen abgeleitet wird und im Untergrund versickert, anstelle über das Kanalnetz abgeführt zu werden (DWA 2005; S. 7). Die Ziele der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung umfassen 1) die Förderung und Erhöhung der Grundwasserneubildung (besonders im urbanen Raum), 2) die Entlastung des Kanalnetzes, 3) den vorsorgenden Hochwasserschutz, 4) die Reduzierung von Kosten und nicht zuletzt 5) der weitest gehende Erhalt des lokalen Wasserhaushalts gegenüber dem unbebauten Zustand. Zur Erreichung dieser Ziele steht für den Umgang mit Regenwasser ein breites Spektrum unterschiedlicher Maßnahmen zur Verfügung.

3.1 Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung

Die Reduzierung der Flächenversiegelung auf ein Mindestmaß ist ein erster Schritt. Wo es möglich ist, sollten Grünflächen angelegt oder wasserdurchlässige Beläge bzw. teilversiegelte Befestigungen als Alternative zur vollständigen Versiegelung (z.B. für Wege und Zufahrten) genutzt werden. Auch eine aktive Entsiegelung von nicht mehr genutzten Fläche erhöht die Versickerungsfläche (Kaufmann Alves und Becker 2017; S. 207 f.). Lässt sich die Versiegelung von Flächen nicht vermeiden, ist eine wesentliche Maßnahme die Versickerung des Niederschlagswassers, das auf befestigten und versiegelten Flächen fällt und gesammelt abfließt. Die Ausgestaltung ist dabei vielfältig. Wo immer es möglich ist, sollte das Regenwasser ortsnah oder gesammelt und verzögert über Rinnen, Gräben und Mulden über den bewachsenen Boden versickern (Kaufmann Alves und Becker 2017; S. 200).

Bei manchen Flächen, auf die Niederschlag fällt, wird das Wasser nicht gesammelt, sondern versickert breitflächig. Dies ist beispielsweise bei kleinen Wegen oder Terrassen der Fall, die mit teildurchlässigen Pflastersteinen oder mit Kies befestigt sind. Diese Art der Regenwasserbewirtschaftung wird nicht als Versickerungsanlage verstanden und das Wasserrecht (§ 9 WHG) kommt nicht zur Anwendung. Es wird von einer sehr geringen Schadstoffbelastung und einem ausreichenden Stoffrückhalt im Sickerraum ausgegangen. Es spielt in den weiteren Ausführungen keine Rolle.

Neben der Versickerung (mit und ohne Verzögerung) kann über weitere Maßnahmen auch die Verdunstung ein Teil der Bewirtschaftung sein. Als eine Zielgröße der Regenwasserbewirtschaftung taucht die Verdunstung erstmalig im DWA-A 100 „Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung“ auf (DWA 2006). In diesem Arbeitsblatt wird die Zielsetzung genannt, die Veränderungen des natürlichen Wasserhaushalts in mengenmäßiger und stofflicher Hinsicht so gering wie möglich zu halten. Die Wirkung der Verdunstungskühlung spielt sich auf verschiedenen Ebenen ab. Erstens kann Regenwasser direkt zur (Gebäude-) Kühlung („adiabate Kühlung“) verwendet werden, zweitens wird durch Maßnahmen der Gebäudebegrünung ebenfalls eine Kühlwirkung für Gebäude erreicht, insbesondere dann, wenn die Systeme aktiv mit Regenwasser bewässert werden („Blau-grüne Dächer“). Darüber hinaus lässt sich mit geeigneten Maßnahmen der Begrünung und Wasserspeicherung eine Kühlwirkung für ganze Straßenzüge und Stadtquartiere erreichen, wie die Ergebnisse des BMBF-Projekts KURAS zeigen (Matzinger et al. 2017). Als gestaltendes Element unterstützt das Anlegen eines Gartenteiches die Möglichkeit der Verdunstung und trägt gleichzeitig zur Verbesserung des Kleinklimas bei.

Zudem kann eine Regenwassernutzung zur Reduzierung des Trinkwasserverbrauchs beitragen. In privaten Wohnhäusern und öffentlichen Gebäuden kann das gesammelte Regenwasser zur Grünflächenbewässerung, für die Toilettenspülung und die Wäschereinigung verwendet werden. Es sind jedoch einige Anforderungen an die Regenwasserqualität zu stellen, damit

sowohl keine Schäden an der Toilette oder der Waschmaschine entstehen als auch die gegossenen Pflanzen und der Boden nicht geschädigt werden (Mahabadi 2012; S. 182 f.). Des Weiteren ist die Nutzung von Regenwasser im Betriebsablauf von Industrie und Gewerbe möglich. Über die großen Dachflächen von Produktionshallen und anderen Gebäuden lassen sich erhebliche Mengen Regenwasser sammeln und zur Kühlung von Produktionsabläufen, für Anlagen zur Klimatisierung von Räumen oder für die Toilettenspülung nutzen (Mahabadi 2012; S. 184). Neben der üblichen Verwendung von Regenwasser im sanitären Bereich, kann das Regenwasser in Kindergärten und Schulen auch zur Funktionalität von Wasserspielplätzen oder im Matschbereich verwendet werden. Zudem ist die Regenwassernutzung aus pädagogischer Sicht zu begrüßen (Mahabadi 2012; S. 185). Prinzipiell kann Regenwasser überall dort verwendet werden, wo sich Toiletten befinden, Grünanlagen und Pflanzkübel bewässert, Innen- und Außenräume gereinigt, Wasser als Gestaltungselement im Freiraum oder zur Kühlung benötigt wird. Dies schließt auch behördliche Bürogebäude, Krankenhäuser, Hotels, Waschanlagen, Gärtnereien, private Bürogebäude und Altenheime ein.

Um die anfallende Regenwassermenge von Dächern besser regulieren zu können, sind Dachbegrünungen geeignet. Zum einen wird durch die Vegetation Regenwasser verdunstet und damit der Abfluss reduziert und zum anderen wird der Abfluss bzw. das Ableiten von Regenwasser verzögert, Abflussspitzen werden abgedämpft. Hinzu kommt die Filterwirkung der Dachbegrünung, die die Verschmutzung von Regenwasser (z.B. durch Luftverschmutzung) reduziert (Kaufmann Alves und Becker 2017; S. 200, 209).

Eine effektive Regenwasserbewirtschaftung kann auch aus der Kombination mehrerer Einzelmaßnahmen bestehen.

3.2 Niederschlagsversickerung im Sinne einer naturnahen Bewirtschaftung

3.2.1 Allgemeine Anforderungen an die Niederschlagswasserversickerung

In welchem Umfang die Niederschlagswasserversickerung stattfindet, ist vor allem von der jährlichen Niederschlagsmenge abhängig, die deutschlandweit betrachtet lokal sehr verschieden ist. Hinzu kommen die jährliche Niederschlagsverteilung und andere Klimaparameter (z.B. Temperatur und Verdunstung) sowie der Grad der Versiegelung und die Größe der versiegelten Fläche.

Die Art der Regenwasserbewirtschaftung wird vorrangig vom Grad der Verschmutzung bestimmt und reicht von der Flächenversickerung über die bewachsene Bodenzone bis zur mechanisch-biologischen Kläranlage. Zudem hängt die Wahl der Bewirtschaftungsmethode von der Größe der zur Verfügung stehenden Fläche, den Bodeneigenschaften und dem Grundwasserflurabstand ab (Sieker et al. 2009; S. 34). Nicht jeder Standort, auf dem Niederschlagswasser versickert werden soll, ist geeignet. Vor allem sind topographische Gegebenheiten und die Bodeneigenschaften zu berücksichtigen. Gut geeignet sind Flächen mit einem geringen Geländegefälle. Der Boden hat eine natürliche Filterfunktion inne und ist in der Lage, Verschmutzungen bis zu einem gewissen Grad aus dem Sickerwasser zu entfernen und so vom Grundwasser fern zu halten. Die Leistungsfähigkeit der Bodenpassage wird von der Bodenart und vom Grundwasserflurabstand bestimmt. Dabei reguliert der Durchlässigkeitsbeiwert des Bodens (abhängig von der Bodenart) die Geschwindigkeit der Versickerung und der Grundwasserflurabstand die Länge der Fließstrecke. Die Kombination beider Faktoren bestimmt zusammen mit der Vegetation die Verweildauer des Wassers im Boden.

Um eine optimale Versickerung zu garantieren, sollte der Durchlässigkeitsbeiwert (k_f-Wert) zwischen 10^{-03} und 10^{-06} m/s liegen. Bei größeren k_f-Werten ist eine ausreichende Reinigungsfunktion des Bodens nicht mehr gegeben. Bei einem zu kleinen k_f-Wert wird die Versickerung hingegen stark verlangsamt, was einen Einstau in der Versickerungsanlage und anaerobe Bedingungen im Boden zur Folge haben kann (Kaufmann Alves und Becker 2017; S. 213). Des Weiteren ist ein Grundwasserflurabstand von mindestens 1 Meter, bezogen auf den mittleren höchsten Grundwasserstand, und die Einhaltung eines Abstands zum Gebäude erforderlich (DWA 2005; S. 16). In Abhängigkeit des Flurabstandes können verschiedene Versickerungsanlagen zum Einsatz kommen (Kaufmann Alves und Becker 2017; S. 214).

3.2.2 Dezentrale Versickerung

Niederschlagswasser kann sowohl zentral als auch dezentral über verschiedene Anlagen versickert werden. Dabei sind die örtlichen Bedingungen und der Grad der potenziellen Verschmutzung zu beachten. Bei der dezentralen Versickerung wird das Niederschlagswasser zuerst gesammelt und anschließend versickert. Die dezentrale Versickerung kann erfolgen über:

1. Flächenversickerung (Boden oder wasserdurchlässiges Befestigungsmaterial),
2. Muldernversickerung
3. Mulden-Rigolen-Versickerung
4. Rigolen-Versickerung
5. Rohrversickerung
6. Schachtversickerung

Die Reinigungsfunktion und der Flächenbedarf nehmen Anlage 1 bis Anlage 6 ab, während die Wasserrückhaltefunktion zunimmt.

Die 1) Flächenversickerung erfolgt entweder über eine Vegetationsdecke oder über eine wasserdurchlässige, befestigte Fläche. In beiden Fällen sind eine ausreichend große Fläche und die erforderliche Wasserdurchlässigkeit der ungesättigten Bodenzone Bedingung für die flächenhafte Regenwasserversickerung. In Siedlungen kann auf extensiv genutzten Rasen- und Wiesenflächen sowie Sportflächen Niederschlagswasser geleitet und versickert werden. Flächen, die als Gebäudezufahrten und Zugänge befestigt sind sowie wenig genutzte Hof- und Stellflächen eignen sich ebenfalls für die Flächenversickerungen. Bei der Befestigung der Flächen kann über eine teildurchlässige Anordnung von Pflastersteinen das Niederschlagswasser am Ort des Auftreffens versickern. Auch andere wasserunschädliche, durchlässige Materialien wie Schotterrasen und Mulchwege dienen der Flächenversickerung (Mahabadi 2012; S. 101). Erfolgt die Flächenversickerung über einen begrünten Seitenrand befestigter Flächen, so ist für einen linienförmigen, gleichmäßigen Übergang des Wassers auf die Versickerungsfläche zu sorgen, was mit regelmäßigen Unterhaltungsarbeiten gewährleistet werden kann (DWA 2005; S. 25f.).

Nicht nur für die Versickerung, sondern auch für eine zeitweise oberirdische Speicherung sind bewachsene Mulden besonders geeignet. Die 2) Muldenversickerung zeichnet sich durch ein gutes Reinigungs- und Retentionsvermögen aufgrund der bewachsenden Bodenschicht und der Muldenstruktur aus. Auch sind Böden mit geringerer Wasserdurchlässigkeit geeignet, da das Wasser in der Mulde gesammelt werden kann. Zudem ist weniger Fläche als bei der Flächenversickerung notwendig (Mahabadi 2012; S. 122).

Deutlich weniger Fläche als bei der Flächen- oder Muldenversickerung, benötigt die 4) Rigolenversickerung. Als Rigolen werden mit grobkörnigem Schüttmaterial gefüllte Gräben bezeichnet, die aufgrund ihrer hohen Wasserdurchlässigkeit für ein schnelles Versickern und ein hohes Retentionsvermögen sorgen. Wird der Rigolenkörper mit einem perforierten Rohr durchzogen, wird dies als 5) Rohrversickerung bezeichnet. Auch diese Art der

Niederschlagsversickerung ist eine flächensparende Variante, die zudem für weniger wasserdurchlässige Böden geeignet ist. Jedoch ist das Reinigungsvermögen deutlich geringer als bei der Versickerung über die bewachsene Bodenzone (Mahabadi 2012; S. 133).

Die Anwendung einer 3) Mulden-Rigolenversickerungs-Anlage kombiniert die Vorteile beider Versickerungsanlagen miteinander. Dabei werden die Reinigungsfunktion des Bodens ausgenutzt als auch Abflussspitzen über die grobkörnige Rinne abgefedert (Mahabadi 2012; S. 157).

Vor allem in dichtbebauten Innenstädten mit wenig verfügbarer Fläche zur Regenwasserversickerung, kann trotzdem mit der 6) Schachtversickerung Niederschlagswasser unterirdisch gesammelt und langsam an den Untergrund abgegeben werden. Bei einer solchen punktförmigen Versickerung ist zwar der Flächenbedarf gering, aber auch das Reinigungsvermögen sehr eingeschränkt (Mahabadi 2012; S. 172).

3.2.3 Zentrale Versickerung

In zentralen Anlagen wird das Regenwasser mehrerer Grundstücke oder Wohnstraßen gesammelt und auf einer ausreichend großen Fläche versickert. Zu zentralen Versickerungsanlagen zählt die Beckenversickerung, die vorrangig für die Niederschlagsbewirtschaftung von mehreren Grundstücksflächen, großen Gewerbeflächen oder großen Verkehrsflächen errichtet wird. Zum Rückhalt absetzbarer Stoffe kann ein Absetzbecken dem Versickerungsbecken vorgeschaltet werden. Zudem kann über einen vorgelagerten Schacht der Einlauf unterirdisch erfolgen (Kaufmann Alves und Becker 2017; S. 226).

3.3 Niederschlagswasserbehandlung

Zur Niederschlagswasserbehandlung zählen alle Maßnahmen, die zur Qualitätsverbesserung von verunreinigtem Regenwasser beitragen. Damit ist die Versickerung auch gleichzeitig eine Behandlung (DWA 2007). Regenwasser kann durch die Fläche, auf die es auftrifft und abfließt, verunreinigt werden und ist daher unter Umständen zu behandeln bzw. zu reinigen. Der Grad der Verunreinigung des Niederschlagswassers wird maßgeblich durch die 1) Flächenart, die 2) Flächennutzung und das 3) Flächenmaterial (siehe Kapitel 6.1.2) bestimmt. Hinzu kommt eine anthropogene oder natürliche Vorbelastung des Niederschlagswassers, wobei insbesondere die Luftverschmutzung in Ballungsräumen eine relevantere Rolle spielt (Sieker et al. 2009; S. 34).

Eine Reinigung des Abflusswassers von befestigten Oberflächen kann über sogenannte technische Versickerungsanlagen zentral oder dezentral erfolgen. Dazu zählen Sedimentationstanks im Boden, Schlammkörbe an Verkehrsrändern und Filterschächte, mit deren Hilfe über Adsorption und Sedimentation das Abflusswasser vorgereinigt werden kann (Dierkes et al. 2015). Die Behandlungsanlage kann auch einer grünen Versickerungsanlage (bewachsene Bodenzone) vorgeschaltet werden.

In Bayern orientiert sich die Umsetzung der erlaubnisfreien schadlosen Versickerung von gesammeltem Niederschlagswasser (gemäß NWFreiV) an den Technischen Regeln (TRENGW) für die Versickerung über den Oberboden und über unterirdische Versickerungsanlagen. Dabei wird über eine Flächenkategorisierung der Verschmutzungsgrad und darauf aufbauend die erforderliche zugelassene Behandlung des Niederschlagswassers ermittelt.

3.4 Integration der Niederschlagsbewirtschaftung in die städtebauliche Planung

3.4.1 Möglichkeiten in Neubaugebieten

Da neben den Ländergesetzen (siehe Kapitel 2) zahlreiche Kommunen Regelungen zur Niederschlagsbewirtschaftung in Satzungen und Bebauungsplänen festgehalten haben, geht die Planung von Neubaugebieten mit der Planung der Niederschlagsbewirtschaftung einher (Kaufmann Alves und Becker 2017; S. 202).

In neu zu planenden und zu bauenden Wohngebieten bestehen deutlich mehr Möglichkeiten einer nachhaltigen Niederschlagsbewirtschaftung. Dazu zählen auch die Vermeidung und Verringerung von versiegelten Flächen. Des Weiteren kann über eine gezielte Materialauswahl für Dachflächen, Fuß- und Radwege, Stellplätze und Innenhöfe die Verschmutzung von Niederschlagswasser auf ein Minimum beschränkt und eine naturnahe Regenwasserbewirtschaftung ermöglicht werden. Somit kann die Wassermenge, die in die Kanalisation eingeleitet werden muss, begrenzt werden (Geiger et al. 2009; S. 20).

In einem neu angelegten Gewerbegebiet spielt die Art und das Maß der Nutzung die entscheidende Rolle bei der Planung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung. Dominieren nicht emittierende Gewerbe oder Verwaltungsgebäude, ist die Verunreinigung des Regenwassers auf das Verschmutzungspotenzial der Oberflächenmaterialien beschränkt. Zudem können bereits bei der Planung des Gewerbegebietes entweder für ausreichend Freifläche für die Versickerung des anfallenden Niederschlagswassers gesorgt und damit die Dichte der Bebauung angepasst, oder alternative Versickerungsanlagen (z.B. Rohr-/Rigolenversickerung) integriert werden (Geiger et al. 2009; S. 21).

3.4.2 Möglichkeiten in bestehenden Siedlungsgebieten

Eine nachträgliche Integration einer naturnahen Niederschlagsbewirtschaftung auf der Basis des Prinzips der ortsnahen Versickerung und weiterer Maßnahmen der Versickerung, Nutzung, Verdunstung und Vermeidung von Niederschlagswasser ist in bereits bestehenden, dicht besiedelten Gebieten zumeist schwieriger zu realisieren und maßgeblich von der vorhandenen Siedlungsstruktur abhängig (Kaufmann Alves und Becker 2017; S. 202). Da Regenwasser gemäß früherer Städteplanung in das Kanalisationsnetz eingeleitet wird, besteht eine umfangreiche Infrastruktur, die auf die aufkommende Abwassermenge ausgelegt ist. Dies umfasst entweder eine Mischkanalisation, in der Schmutz- und Regenwasser gemischt der Kläranlage zufließt oder ein Trennsystem, in dem Regenwasser vom Schmutzwasser getrennt abgeführt wird. In einem Trennsystem fließt das Regenwasser in ein oberirdisches Gewässer (Görner und Hübner 2002; S. 37) oder wird versickert. Auf Flachdächern oder nur leicht geneigten Dächern wäre eine Dachbegrünung möglich, die in die bereits bestehende Siedlungsstruktur integriert werden kann (Dierkes et al. 2015).

3.5 Zusammenfassung

Sowohl in neu zu erschließenden als auch in bestehenden Siedlungsgebieten besteht die Möglichkeit der Regenwasserbewirtschaftung. Dies umfasst u.a. die häusliche und öffentliche Regenwassernutzung, das Anlegen teilbefestigter Flächen und Dachbegrünungen sowie eine Versickerung über verschiedene Anlagetypen. Die dezentrale Niederschlagswasserversickerung ist ein bedeutender Bestandteil der aktuellen Regenwasserbewirtschaftung, da dadurch positive Effekte für den Wasserhaushalt, den Hochwasserschutz, das Kleinklima in Ballungsgebieten und die Reinigung von verschmutztem Wasser gleichzeitig erzielt werden können. Die

Verschmutzung des Abflusswassers stellt besondere Anforderungen an die Art der Versickerung. Je nach Verschmutzungsgrad ist die Versickerungsanlage mit der dementsprechenden Reinigungsleistung zu wählen. Im Falle, diese Art der Behandlung ist nicht ausreichend, kann eine Behandlung des Abflusswassers vor dem Eintreten in die Bodenpassage vorgenommen werden.

Im Rahmen dieses Berichtes liegt der Fokus auf den dezentralen Versickerungsanlagen.

4 Beschreibung des Wirkungspfads

Vom Beginn der Regentropfenbildung bis zum Erreichen des Grundwassers ist das Regenwasser ständig in Kontakt mit Oberflächen, mit denen es auf verschiedenste Weise reagiert und Stoffe austauscht. Über den Regenwasserabfluss werden die Stoffe aufgenommen, transportiert und können unter bestimmten Bedingungen wieder abgegeben werden. Entscheidend für die Fragestellung ist dabei, inwieweit Rückhalte- und Freisetzungsprozesse von gelösten und partikulären Wasserinhaltsstoffen die Einhaltung der GFS-Werte sicherstellen oder nicht. Dazu ist der Pfad, den das Wasser nimmt, so genau wie möglich zu kennen und zu beschreiben. Am Beispiel der Versickerung des Regenwassers von Dachflächen und Verkehrsflächen soll der Pfad des Wassers, unter Berücksichtigung von Lösungsprozessen und Retention, dargestellt werden. Abbildung 3 gibt eine Übersicht über den gesamten Wirkungspfad vom Regenwasser über das Abfluss- und Sickerwasser bis zum Grundwasser. Für die Beantwortung der Fragestellung sind hauptsächlich die Prozesse bei der Bildung des Abflusswassers und des Sickerwassers von entscheidender Bedeutung. Darauf werden sich die folgenden Ausführungen fokussieren.

Die Regenbildung erfolgt in der Atmosphäre, die je nach dem Ort der Betrachtung unterschiedlich aus Gasen und Kleinstpartikeln zusammengesetzt ist. Ein Teil der Atmosphärenbestandteile geht beim Kontakt mit den Wassertropfen in Lösung und feste Partikel adsorbieren an der Tröpfchenoberfläche. Als Niederschlag gelangen die gelösten und die gebundenen Stoffe mit dem Wasser als atmosphärische Deposition zur Erdoberfläche. Sind Gasmoleküle und Kleinstpartikel in großen Mengen in der Atmosphäre vorhanden, kann dies zu einer erheblichen Belastung des Niederschlags führen, wie z. B. zu saurem Regen. Anstelle der früheren flächendeckenden Belastungen sind aktuell eher lokale Belastungen zu erwarten.

Fällt das Regenwasser auf eine Dachfläche bzw. befestigte Verkehrsfläche, kommt es mit unterschiedlichsten Materialien und den Stoffen in Kontakt, die sich bereits auf der Dach- bzw. Verkehrsfläche angesammelt haben. Durch diesen Kontakt verändern sich die Eigenschaften und die Zusammensetzung des abfließenden Wassers. Bei Dachflächen ist besonders das Bedachungsmaterial und das Material von Dachrinne und Fallrohr entscheidend, da es beim Kontakt von Regenwasser und Dachmaterial zu Lösungsprozessen kommt, die die chemische Zusammensetzung des Abflusswassers bestimmen (siehe Kapitel 6.1). Ebenso werden mit dem Dachabflusswasser auch die Stoffe aufgenommen, die sich als trockene Deposition zuvor auf der Dachoberfläche angesammelt haben. Die Zusammensetzung der trockenen Deposition ergibt sich aus den Aktivitäten von Industrieanlagen, der Siedlungsdichte und Siedlungsstruktur sowie der Vegetation in unmittelbarer Nähe des Gebäudes. Neben dem Dachmaterial spielen bei den Lösungsprozessen auch die Höhe des Jahresniederschlags, die Intensität und der pH-Wert des Regenwassers sowie die Dauer zwischen den Niederschlagsereignissen eine entscheidende Rolle. Letzteres steht in Beziehung zur trockenen Deposition, die umso umfangreicher ist, je länger ein Regenereignis her ist. Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass viele Dächer geneigt und nach einer bestimmten Himmelsrichtung ausgerichtet sind. Die beiden Parameter haben einen Einfluss auf die tatsächliche Wassermenge, die auf der Dachfläche abfließt sowie auf die Kontaktzeit zwischen Material und Wasser. Zudem hat jedes Dach andere Abmessungen, die die Wassermenge des Abflusses bestimmen. Von besonderer Bedeutung ist das Material und der Flächenumfang des Abflusssystems bestehend aus Dachrinne und Fallrohr, da von einer nicht unerheblichen Verweildauer des Wassers und einer damit einhergehenden Stofffracht durch Lösungsprozesse ausgegangen werden muss. Die im Dachabflusswasser mitgeführten Schadstoffe sind zum überwiegenden Teil gelöst.

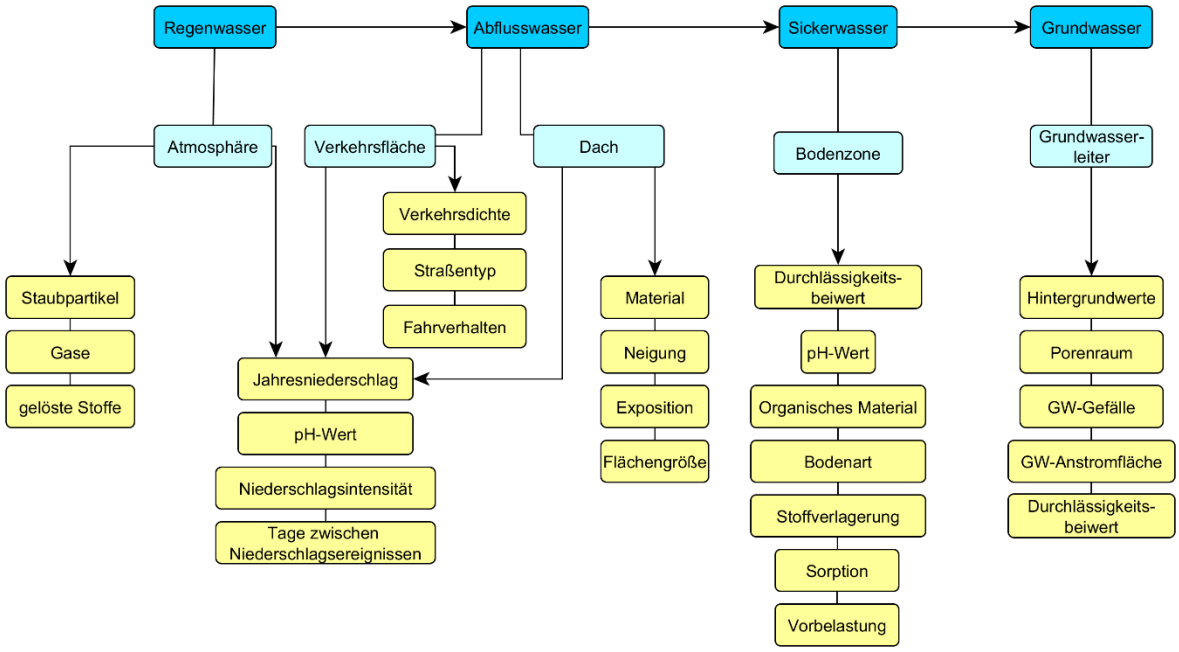

Abbildung 3: Wirkungspfad vom Regenwasser bis zum Grundwasser; der Pfad verläuft von links nach rechts (dunkelblaue Kästchen), mit seinen Kontaktbereichen, in dem die jeweiligen Wechselwirkungen stattfinden (hellblau) und die für die Prozesse wesentlich sind.

Für Verkehrsflächen ergibt sich im Gegenzug ein etwas anderer Verlauf. Fällt das Regenwasser auf eine Straße, spielt die Löslichkeit des Materials (Asphalt und Beton) eine untergeordnete Rolle, da Lösungs- und Auswaschungsprozesse in geringerem Umfang auftreten als auf Dachflächen. Jedoch erfolgt durch den Kontakt der Fahrzeuge mit der Fahrbahn sowie durch die beweglichen Teile der Fahrzeuge selbst ein Materialabrieb. Dabei sind die Verkehrsdichte, das Fahrverhalten und der Straßentyp entscheidend. Das heißt, neben der Anzahl der Kraftfahrzeuge, die pro Tag einen bestimmten Straßenabschnitt passieren, ist auch die Kontinuität des Fahrens, die an Ampeln und Kreisverkehren unterbrochen wird, für eine Erhöhung des Abriebs und in der Folge des stofflichen Austrags verantwortlich. Dabei unterscheiden sich Autobahnen von Landstraßen und Nebenstraßen in Wohngebieten sowie Straßenabschnitte mit flüssigem und stagnierendem Fahrverkehr. Die Stoffe, die das Regenwasser beim Kontakt mit der Verkehrsfläche aufnimmt, stammen hauptsächlich von Kraftfahrzeugen und werden zu einem großen Teil als Partikel oder in partikulär gebundener Form im Straßenabflusswasser mitgeführt. Bei diesen Stoffen handelt es sich z. B. um den Abrieb der Reifen, Staub durch Bremsen, Abspülung von Mineralölen und Kraftstoffen. Jahreszeitlich abhängig sind im Straßenabflusswasser auch Tausalze gelöst und Stoffe aus der Landwirtschaft (Luftpfad), organisches Material wie Laub oder Stoffe von Straßenbauarbeiten enthalten.

In beiden Fällen haben sich durch den Kontakt mit den Oberflächen die Eigenschaften und die chemische Zusammensetzung des Regenwassers verändert. Daraus folgt, dass in der weiteren Betrachtung des Wirkungspfades im Bodensickerwasser mit veränderten Stofffrachten aus dem Abflusswasser gerechnet werden muss als das mit unbelastetem Regenwasser der Fall ist.

Nach dem Abfließen auf befestigten Oberflächen wie Dächern und Straßen versickert das Abflusswasser entweder gesammelt oder breitflächig in die Bodenzone, in der Regel nahe der Einlaufstelle im Falle von Mulden. Die Versickerung kann oberirdisch über den bewachsenen Oberboden oder unterirdisch über Rigolen und andere Vorrichtungen erfolgen. Beide Varianten werden als dezentrale Niederschlagswasserversickerung bezeichnet. Der Prozess der

Versickerung wird durch die Eigenschaften des Bodens bzw. der Bodenpassage gesteuert. So beeinflusst die Korngrößenverteilung im Boden die Geschwindigkeit der Versickerung, was über den kf-Wert ausgedrückt wird. Zudem werden die Retentionsprozesse vom Gehalt des organischen Materials (Humus), dem Tonanteil und vom pH-Wert im Oberboden bestimmt. Die Bodenpassage übernimmt eine Filterfunktion, indem die im Abflusswasser gelösten und partikulären Stoffe an Bodenpartikel gebunden werden. Abhängig von der Länge der Sickerstrecke und den vorhandenen Bodeneigenschaften variiert die Filterleistung der Bodenpassage. Die zuvor beschriebenen Prozesse, die beim Kontakt des Regenwassers mit Dach- und Verkehrsflächen ablaufen, bringen eine Verschmutzung des Abflusswassers mit sich. Durch die Filterung des Sickerwassers werden Schadstoffe vom Grundwasser ferngehalten, die sich im Bodenmaterial anreichern. Nicht auszuschließen ist dabei die Stoffverlagerung in größere Tiefen der Bodenpassage über die Zeit. Die Reinigungsleistung der Bodenpassage kann durch verschiedene Anlagen unterstützt werden, die im Vorfeld der Versickerung zum Einsatz kommen. Nach der Passage der ungesättigten Bodenzone haben sich die Eigenschaften und die chemische Zusammensetzung des Sickerwassers erneut verändert. Das Sickerwasser geht in die gesättigte Bodenzone und den Grundwasserleiter weitestgehend gereinigt über.

Im Grundwasserleiter erfolgt die Vermischung von Sicker- und Grundwasser, was wiederum mit Konzentrationsveränderungen durch Verdünnung einhergeht. Die stoffliche Zusammensetzung des Grundwassers ergibt sich aus den geogen bedingten Hintergrundwerten der einzelnen Stoffe und ggf. einer anthropogenen Veränderung der Stoffkonzentrationen. Der Prozess der Vermischung hängt vom Durchlässigkeitsbeiwert des Grundwasserleiters, dem nutzbaren Porenraum, dem Grundwassergefälle und der Fläche des Grundwasseranstroms ab. Das ausgetauschte Wasservolumen und die im Grundwasser resultierenden Stoffkonzentrationen sind abhängig von den oben genannten Größen.

Die im Grundwasserleiter ablaufenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse sind mit denen in der ungesättigten Bodenzone vergleichbar. Schadstoffe im Grundwasser werden an Tonteilchen adsorbiert und damit zurückgehalten. Außerdem kann es durch Veränderung des pH-Wertes zu Ausfällungs- und Lösungsprozessen sowie zu mikrobiellem Abbau von organischen Stoffen kommen.

Das Grundwasser bzw. der Grundwasserleiter ist für dieses Gutachten insoweit von Bedeutung, dass es das entscheidende Schutzgut darstellt. Da jedoch eine Bewertung der möglichen hinzukommenden Belastung für das Grundwasser durch die Niederschlagswasserversickerung vorgenommen wird, befasst sich das Gutachten mit allen Prozessen im Wirkungspfad, die vor dem Eintritt des Sickerwassers in das Grundwasser stattfinden und die Stoffkonzentration im Sickerwasser bestimmen.

5 Niederschlagsbildung und atmosphärische Deposition

Als Bildungsort des Niederschlages ist die Atmosphäre relevant für die Eigenschaften und die chemische Zusammensetzung des Niederschlagswassers. Mit dem Niederschlag werden partikuläre Stoffe, die sich an die Oberflächen der Wassertropfen binden und gelöste Metalle sowie organische Stoffe als nasse Deposition zur Erdoberfläche gebracht. Die Höhe der Stoffkonzentrationen ist räumlich sehr variabel. Ebenso bestimmen die im Regenwasser gelösten Gase (CO_2, SO_2 und NO_x) den pH-Wert des Niederschlags. Zwar kann ein Rückgang der SO_2-Konzentration in der Luft durch vielfältige Anstrengungen zur Verbesserungen der Luftqualität verzeichnet werden (Zimmermann et al. 2003), doch entsteht durch die wachsende Stickoxid-Problematik vor allem in Ballungsgebieten (Buchholz et al. 2010) eine neue Quelle, die die Versauerung bzw. das Absenken des pH-Wertes des Niederschlagswassers begünstigen kann (Aikawa et al. 2008). Auch Nosrati (2017) konnte zeigen, dass die Regenwasserqualität am stärksten durch Luftqualitätsparameter (SO_2) erklärt werden kann.

Neben der nassen Deposition lagern sich als trockene Deposition feine Staubpartikel auf sämtlichen Oberflächen ab, die mit dem Niederschlag abgespült werden. Je mehr Tage zwischen zwei Niederschlagsereignissen liegen, desto höher ist der Anteil an der Stoffkonzentration, die der trockenen Deposition zugerechnet werden kann (Zhang et al. 2014). Die entscheidende Größe ist jedoch die Höhe des Jahresniederschlags und die Regenintensität (Hedberg et al. 2015). Bei beiden Parametern muss mit leichten Abweichungen gegenüber dem Freilandniederschlag gerechnet werden, da durch die Dachneigung, die Exposition des Daches und die Windrichtung die gesammelte Niederschlagsmenge verändert.

6 Bildung von Niederschlagswasserabfluss

6.1 Niederschlagsabfluss von Dächern

Das Entstehen von Stofffrachten von Dachflächen durch Regenereignisse zeigt räumlich-zeitliche Variationen und ist mitnichten das Ergebnis einer simplen Berechnung aus Wassermenge und Dachflächengröße. Göbel et al. (2007) geben eine Übersicht über Zusammensetzung und Konzentration von Abflusswasser, welches von Straßen und Gebäuden stammt und dort mit verschiedensten Stoffen in Kontakt gekommen ist.

6.1.1 Niederschlagseigenschaften

Die bei Regenereignissen entstehende Stofffracht, die sich letztendlich am Auslass des Fallrohres ergibt, setzt sich zusammen aus:

1. Den im Niederschlagswasser gelösten und partikulären Stoffen der Atmosphäre,
2. Den auf Dachflächen angesammelten Stoffen der trockenen Depostion,
3. Den herausgelösten und abgewaschenen Stoffen der verschiedenen Oberflächen des Daches bzw. der Rinne und des Fallrohres,

Die ersten beiden Schritte der Stoffanreicherung sind im vorangegangenen Kapitel bereits betrachtet worden und werden nicht näher beleuchtet, da auf diesen Teil des Stoffaustrags bei Bauvorhaben kein Einfluss genommen werden kann.

Die Höhe der Stofffracht, die sich durch den Kontakt mit der Dachoberfläche, der Dachrinne und dem Fallrohr ergibt, wird vorrangig von dessen Materialien (d.h. Anteile unterschiedlicher Materialien), der Menge und dem pH-Wert des Regenwassers sowie dem Klima (auch Lokalklima) und den Dacheigenschaften, wie Alter, Neigung und Exposition bestimmt (Karlén et al. 2002, Schriewer et al. 2008, Zhang et al. 2014). Der pH-Wert ist dahingehend einer der wichtigsten Parameter, dass er maßgeblich die Löslichkeit von Metallionen aus Dachflächen, vor allem von Kupfer und Zink, bestimmt (He et al. 2001). Mit sinkendem pH-Wert treten vermehrt labile Spezies von Zn, Cu, Pb und Cd auf (Zobrist et al. 2000), da sich ihre Löslichkeit erhöht (Bielmyer et al. 2012). Am Beispiel von Zink zeigten Odnevall Wallinder et al. (2001), dass gerade bei niedrigen pH-Werten zwischen 4,5 bis 6,5 die bioverfügbare Zink-Spezies Zn^{2+} entsteht. Die Tabelle 7 zeigt die Konzentrationsunterschiede in Abhängigkeit des pH-Wertes des Wassers als Beispiel für die Unterschiede in der Löslichkeit der Metalle.

Tabelle 7: Zink- und Kupfer-Konzentrationen in Abhängigkeit von pH und Alter der Metallfläche; Quelle: Wicke et al. (2014).

Alter der Metallfläche in Jahren	pH-Wert des Regenwassers	Zn-Konzentration in µg/l	Cu-Konzentration in µg/l
0	6	1400	1100
0	7	750	160
0	8	470	150
Zn: 55; Cu: 2	6	2230	1510
Zn: 55; Cu: 2	7	1300	250

Eine höhere relative Feuchte unterstützt die Bildung einer Patina, die das Bedachungsmaterial vor Lösungsprozessen schützt. Odnevall Wallinder und Leygraf (2001) sehen darin den Grund für die geringere Kupferfracht am ländlichen Untersuchungsort (Cu: 0,6-1,1 $g/m^2/a$) verglichen

mit der Kupferfracht im städtischem Raum (Cu: 1,1-1,7 g/m²/a), während die Korrosionsrate abnimmt.

6.1.2 Materialien

Das Material der Bedachung und des Abflusssystems (Dachrinne und Fallrohr) bestimmt hauptsächlich die Stoffkonzentrationen im Abflusswasser. Zu den am häufigsten verwendeten metallenen Materialien für die großflächige Bedachung zählen Zink und Kupfer, für die Einfassung von Dachfenstern wird zudem Blei verwendet. In Beschichtungen und Legierungen sind Anteile von Titan, Blei, Cadmium und Aluminium enthalten. Nichtmetallene Bedachungsmaterialien wie Ton, Schiefer und Beton werden anteilig am häufigsten für die Bedachung verwendet. Für jedes Material ist mit einer individuellen Stofffracht zu rechnen, die auch durch die lokalen klimatischen Bedingungen und den Dacheigenschaften wie z. B. der Ausrichtung bestimmt wird.

6.1.2.1 Zink- und Kupferbedachung

Aus sämtlichen metallenen Bedachungsflächen werden Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Kupfer und Zink herausgelöst. Zahlreiche Untersuchungen machen deutlich, dass im Dachabfluss mit erheblichen Stofffrachten zu rechnen ist. Dies belegen die Zink- und Kupferkonzentrationen in Tabelle 8 und Tabelle 9 Da die exakte Stofffracht, die bei einem bestimmten Niederschlagsereignis entsteht, von vielen Faktoren abhängig ist, kann sie nur abgeschätzt bzw. auf Werte aus der Literatur zurückgegriffen werden. Sind genaue Angaben zur Stofffracht für Einzelfälle erforderlich, müssen Konzentrationsmessungen und die Berechnung der Frachten durchgeführt werden. Die gemessenen Stofffrachten von Dächern und Panels (Materialplatten für die Messung der spezifischen Austräge) in den einzelnen Untersuchungen weichen teilweise stark voneinander ab. Ausgehend von den Literaturwerten in Tabelle 8 kann eine mittlere Kupferfracht von 1,3 g/m²/a (minimal: 0,6; maximal: 2,2 g/m²) bei Kupferflächen ausgegangen werden. Für Kupferrinnen besteht aktuell nur eine sehr geringe Datenlage. Robert-Sainte et al. (2009) geben eine Freisetzungsrate für Kupfer von 0,5 g pro Längenmeter im Jahr an. Aufgrund fehlender Angaben zur untersuchten Fläche ist die Umrechnung in eine Flächenangabe nicht möglich. Für Fallrohre konnten keine Angaben ermittelt werden.

Tabelle 8: Stofffrachten aus kupfernen Oberflächen.

Mittlere Cu- Fracht [g/m²/a]	Cu-Konzentration [mg/l]	Flächentyp	Quelle
0,7	0,98	Dach	Persson und Kucera (2001)
1,1	2,2	Dach	Athanasiadis et al. (2010)
0,8	1,6	Dach	Athanasiadis et al. (2007)
1,4		Panel	Odnevall Wallinder et al. (2014)
1,4	3,4	Panel	Odnevall Wallinder und Leygraf (1997)
1,3	2,2	Panel	Faller und Reiss (2005)
1,3	3,2	Dach	Karlén et al. (2002)
1,1	1,6	Dach	Charters et al. (2016)
1,1	2,9	Panel	Odnevall Wallinder und Leygraf (2001)
0,6	2,6	Panel	Hedberg et al. (2015)

Mittlere Cu- Fracht [g/m²/a]	Cu-Konzentration [mg/l]	Flächentyp	Quelle
2,0	1,3	Dach	Boulanger und Nikolaidis (2003)
0,99		Panel	Leuenberger-Minger et al. (2002)
1,3		Panel	Odnevall Wallinder et al. (2000)
2,2	1,1	Dach	LaBarre et al. (2016)
1,9	1,4	Dach	Pennington und Webster-Brown (2008)
1,0[1]	3,3	Dach	Odnevall Wallinder et al. (2009)
1,4		Dach	Bertling et al. (2006)
1,3		Panel	He (2002)

Tabelle 9: Stofffrachten aus zinkhaltigen Oberflächen.

Flächenmaterial	Zn-Fracht [g/m²/a]	Zn-Konzentration [mg/l]	Flächentyp	Quelle
Zink	3,7	5	Dach	Schriewer et al. (2008)
Verzinkter Stahl	2,9			Persson und Kucera (2001)
Titanzink	2,6			Faller und Reiss (2005)
Zink	5,0	7,8	45° geneigte Panel	Odnevall Wallinder et al. (2000)
Zink	3,6	5,6	5° geneigte Panel	Robert-Sainte et al. (2009)
Zink	6,6		Panel	Leuenberger-Minger et al. (2002)
Zinkbeschichtung	0,26	0,4	Dach	Charters et al. (2016)
Zink (40 Jahre)	3,5		Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Verzinkter Stahl	2,7	5,5	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Zn-Cu Ti	2,3	4,5	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Reines Zink	2,1	5	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Zn-Al (85/15 %)	1,6	4	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Galvanisch verzinkt und chromatiert	1,1	3,7	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)

[1] Median

Flächenmaterial	Zn-Fracht [g/m²/a]	Zn-Konzentration [mg/l]	Flächentyp	Quelle
Zn Quartz	0,8	3,3	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Zn Anthra	1,3	3,2	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Galfan	1,3	2,5	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Galvalume	1,4	1,4	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Galvanized+TOC	0,6	2,0	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Galfan+TOC	0,4	1,7	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Galvalume+TOC	0,3	0,8	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Zn-Beschichtung+ Oberflächenbeschichtung	0,08	0,3	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Bandlackierter verzinkter Stahl	0,07	0,2	Panel	Odnevall Wallinder et al. (2001)
Verzinktes Eisen		1,1	Panel	Wicke et al. (2014)
Verzinktes Eisen		3,5	Panel	Thomas und Greene (1993)
Zink	3,1		Panel	He (2002)

Mendez et al. (2011) und Odnevall Wallinder et al. (2001) weisen darauf hin, dass der Zinkaustrag von Zinkflächen sehr stark von der Art der Beschichtung abhängig ist. Je nach Art der Beschichtung und Behandlung sind Stofffrachten zwischen 2,7 und 0,07 g/m² im Jahr möglich (Odnevall Wallinder et al. 2001). Möglicherweise sorgt der Aluminiumanteil in der Beschichtung für eine höhere Korrosionsbeständigkeit, was mit niedrigeren Zinkausträgen einher geht (Sullivan und Worsley 2002). Die Tabelle 9 umfasst eine Vielzahl von Untersuchungen und zeigt die weite Spannbreite in den Stofffrachten auf. Für das Berechnungsverfahren wird daher eine mittlere Freisetzungsrate von 2,1 g/m²/a (minimal: 0,1; maximal: 6,6 g/m²) bei Zinkflächen verwendet. Aufgrund des Mangels an verfügbaren Messwerten zu Zinkrinnen konnte dafür keine separate Freisetzungsrate ermittelt werden (Robert-Sainte et al. (2009): 0,8 g/ Längenmeter/Jahr).

6.1.2.2 Schiefer gedeckte Dächer

Es kann davon ausgegangen werden, dass von mit Schiefer gedeckten Dächern keine erhöhten Schadstoffkonzentrationen ausgetragen werden. In Frankreich und Italien wurden Schieferdächer mit Zinkdachrinnen untersucht. Sowohl Gromaire-Mertz et al. (1999) als auch Gnecco et al. (2005) führen die Zinkkonzentration im Dachabfluss von ca. 2100 µg/l bzw. 446,7 µg/l auf die Erosion in der Dachrinne zurück. In Tabelle 10 sind neben Zink weitere Schwermetalle aufgeführt. Zudem sind Blei- und Thalliumfrachten von maximal 0,4 g/m²/a (11000 mg/ha/d) bzw. 0,26 g/m²/a auf bleihaltige Dachelemente und Fensterrahmen der

untersuchten Dächer zurückzuführen. Von Schieferdächern ist außerdem kein Austrag von Kohlenwasserstoffen zu erwarten (Rocher et al. 2004). Untersuchungen des Abflusswassers von Schieferdächern ohne den Kontakt mit anderen Materialien konnten in der aktuellen, international publizierten Literatur nicht identifiziert werden.

Tabelle 10: Stoffkonzentration im Abflusswasser von Schiefer-Dächern mit Zinkrinnen.

Rinne	Zn in µg/l	Cu in µg/l	Cd in µg/l	Pb in µg/l	Referenz
Zink	2200		0,6	1420	Gromaire-Mertz et al. (1999)
Zink	447	10		5,1	Gnecco et al. (2005)

6.1.2.3 Glasierte Betonziegel

Nur wenig ist über den Stoffaustrag von glasierten Dachziegeln aus Beton oder Ton bekannt. Pennington und Webster-Brown (2008) untersuchten den Dachabfluss eines mit glasierten Betonziegeln gedeckten Dachs mit Kupferdachrinne. Tabelle 11 zeigt den großen Unterschied in der Kupferkonzentration zwischen den beiden Messpunkten. Dabei wird deutlich, dass nahezu die Hälfte der Kupferkonzentration gemessen vor dem Kontakt mit der Kupferrinne von der atmosphärischen Deposition stammt. Für diesen Standort würde sich eine Stofffracht von 0,01 g/m^2 Kupfer aus glasierten Betonziegeln ergeben. Magyar et al. (2008) erfassten während der ersten Messung Konzentrationen von Blei, Chrom und Nickel von 40 µg/l, 100 µg/l und 170 µg/l von einem Versuchsdach mit glasierten Betonziegeln. Für die drei darauffolgenden Messungen ergaben sich für Blei überraschenderweise sehr niedrige Konzentrationen. Ein Untersuchungsdach mit einem Bleielement zeigte Bleikonzentrationen bis 300 µg/l. Der Schwermetallaustrag kann hauptsächlich den metallischen Dachelementen zugeschrieben werden. Vanadium konnte aus beschichteten Betonziegeln nicht nachgewiesen werden (Wikström 2015; S. 27).

Tabelle 11: Veränderung der Kupferkonzentration und des pH-Wertes im Dachabflusswasser durch den Kontakt mit dem Dach und der Kupferrinne; Quelle: Pennington und Webster-Brown (2008).

Parameter	Atmosphärische Deposition	Vor Kontakt mit Cu-Rinne	Nach Kontakt mit Cu-Rinne
Cu [µg/l]	3,94	6,81	243,3
pH	5,79	7,76	7,31

6.1.2.4 Betonziegel

Die Zinkauswaschung aus Betonziegeln ist im Vergleich zur Metallfläche deutlich geringer, was die Messwerte in Tabelle 12 verdeutlichen. Für die Bleiausträge über den Dachabfluss der urbanen Standorte machen die Autoren die hohe Verkehrsdichte verantwortlich (Thomas und Greene 1993). Zur Zeit der Messkampagne war das Benzin noch bleihaltig (Einstellung ab 1993). Die hohen Messwerte am industriellen Standort sind der umliegenden Nutzung geschuldet. In Tabelle 13 zeigen die Messwerte eine Konzentrationsspanne für Zink und ähnliche Werte für Kupfer und Blei. Insgesamt sind niedrige Schwermetallkonzentrationen aus Betonziegeln sowie eine Anhebung des pH-Wertes (von 5,4 auf 7,2 in Lee et al. (2012)) zu erwarten. Aus unbehandelten Betonziegeln wurden ca. 33 µg/l Vanadium ausgetragen (Wikström 2015; S. 27). Die Autorin weist darauf hin, dass keine umweltrelevanten Belastungen zu besorgen ist.

Tabelle 12: Vergleich verzinktes Dach und Betonziegel; Quelle: Thomas und Greene (1993).

Oberfläche	Ort	Zink in µg/l	Blei in µg/l
Verzinktes Eisen	Ländlich	1300	0
Betonziegel	Ländlich	100	0
Verzinktes Eisen	Urban	1100	10
Betonziegel	Urban	200	50
Verzinktes Eisen	industriell	3500	100
Betonziegel	Industriell	1510	92

Tabelle 13: Stoffaustrag von Betonziegeln.

Rinnenmaterial	pH	Zink [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Blei [µg/l]	Referenz
PVC	7,2	38	15	5	Lee et al. (2012)
Ohne Rinne		15,3	8,3	3,2	Charters et al. (2016)
PVC	7,7	180	5	4	Mendez et al. (2011)
Ohne Rinne		25	< 20	3,5	Persson und Kucera (2001)
PVC	7,6	9,7	5,1		Zhang et al. (2014)

6.1.2.5 Tonziegel

Trotz der großen Bedeutung bei der Eindeckung von Gebäuden wurde das abfließende Regenwasser von Tonziegeldächern nur selten untersucht. Die Tabelle 14 fasst die wenigen Messdaten für Tonziegel mit unterschiedlichen Abflussrinnen zusammen. Des Weiteren wurde im Zuge einer Masterarbeit eine Vielzahl von Dachmaterialien experimentell beprobt. Dabei ließ sich für unbehandelte Tonziegel keine nennenswerte Belastung des Abflusswassers durch herausgelöste Stoffe erkennen. Einzig ein erhöhter Austrag von Vanadium (40 µg/l), gegenüber den meisten anderen Materialien, ergab sich aus dem Experiment (Wikström 2015). Ein Austrag von Pestiziden mit dem Dachabfluss ist bei einer Eindeckung mit Tonziegeln nicht zu erwarten (Bucheli et al. 1998a).

Tabelle 14: Stoffaustrag aus Tonziegeln.

Rinnenmaterial	Zn [µg/l]	Cu [µg/l]	Pb [µg/l]	pH	Referenz
PVC	33	3,6		7,2	Zhang et al. (2014)
PVC	19	12		7	Lee et al. (2012)
Kupfer	10	71		7	Zobrist et al. (2000)
Zink	3100				Gromaire-Mertz et al. (1999)

Für gewöhnlich sind von Kupferflächen höhere Konzentrationen zu erwarten als bei Zobrist et al. (2000) gemessen wurden. Da sich gleichzeitig der pH-Wert des Abflusswassers durch den Kontakt mit den Tonziegeln erhöht hat (von 5,3 bis 6,2 auf 6,5 bis 7,5), könnte dies die Löslichkeit des Kupfers und damit auch die Konzentration im Abflusswasser verringert haben.

Die Untersuchung von Wicke et al. (2014) zeigt genau diesen Prozess mit verringerten Zink- und Kupferkonzentrationen bei höheren pH-Werten (siehe Tabelle 7). Den gleichen Zusammenhang fanden He et al. (2001).

6.1.3 First-Flush-Effekt

Als First-Flush-Effekt werden die ersten Liter in den ersten Minuten eines Niederschlagsereignisses bezeichnet, indem die Stoffkonzentrationen besonders hoch sind. Das Abflusswasser enthält dann den Anteil der trockenen Deposition und leicht abwaschbaren korrodierten Stoffe. Im weiteren Verlauf des Niederschlagsereignisses sind die Konzentrationen der dann gelösten Stoffe annähernd konstant (z. B. 5 mg/l Zn in Schriewer et al. (2008)). Bei einem Starkregenereignis ist der First-Flush-Effekt nicht zu beobachten. Schriewer et al. (2008) schließen daraus, dass die Länge eines Regenereignisses einen größeren Einfluss auf die Stofffracht hat als die Regenintensität. Die Autoren begründen den Zusammenhang zwischen hoher Regenmenge pro Minute und niedriger Stoffkonzentration mit einer kürzeren Kontaktzeit des Regentropfens mit der Metalloberfläche. Karlén et al. (2002) konnten zeigen, dass der anfänglich hohe Stoffaustrag den eigentlich bestehenden Frachtenunterschied aufhebt, der zwischen einem neuen und einem alten Metalldach (Kupfer) mit Patina bestehen sollte. Von Dächern mit Betonziegeln konnte kein First-Flush beobachtet werden, was womöglich auf die fehlende Patina zurückzuführen ist (Charters et al. 2016). Bei Dachabflüssen von nicht-metallischen Dächern sind hohe Stoffkonzentrationen nur in der First-Flush-Phase zu erwarten (Lee et al. 2012).

6.1.4 Dacheigenschaften

Wie viel Niederschlag bei einem Ereignis die Dachfläche benetzt, ist von der Hauptwindrichtung und der Dachneigung abhängig. Das Experiment von Odnevall Wallinder et al. (2000) hat gezeigt, dass bei wenig geneigten Flächen die Exposition keine Rolle spielt. Daher ergaben sich annähernd gleiche Abflussmengen mit ähnlichen Frachten (6,4 bis 6,8 g/m^2/a) und Konzentrationen. Bei Flächen mit 45° Neigung erlangt die Exposition an Bedeutung, was zu Unterschieden zwischen den östlich und den westlich ausgerichteten Flächen sowohl in der Abflussmenge, aufgrund höheren Niederschlags auf dem westlichen Dach als auch in der Fracht (West: 5,7 g Zn/m^2/a; Ost: 4,5 g Zn/m^2/a) führt. Die Unterschiede in der Abflussmenge und der Fracht verstärken sich bei senkrechten Flächen (West: 2,4 g Zn/m^2/a; Ost: 1 g Zn/m^2/a). Beim Kupferaustrag konnten die Autoren Unterschiede zwischen Westen (1,3 g Cu/m^2/a) und den anderen Himmelsrichtungen (1,5 g Cu/m^2/a) ausmachen. Zudem erhöhen sich in den meisten Fällen die Stoffkonzentrationen, je steiler die Fläche ist, während die Abflussmenge geringer ist. Zudem werden von westlich ausgerichteten (Hauptwindrichtung), senkrechten Flächen die geringsten Frachten und Abflussmengen gemessen (Hedberg et al. 2015). Die Freisetzungsrate erhöht sich dann, wenn sich durch eine längere Dachfläche die Kontaktzeit erhöht (Bielmyer et al. 2012).

6.1.5 Abfluss von Gründächern

Die Begründung der Dachfläche, meist Flachdächer oder Dächer mit sehr geringer Neigung, ist meist darauf ausgerichtet, das Niederschlagswasser in der Bodenzone aufzunehmen und zu speichern. Das zwischengespeicherte Wasser wird zum einen von den Pflanzen aufgenommen und zum anderen fließt es verzögert über das Drainagesystem ab. Somit können effektiv Starkregenereignisse abgefedert werden. Die Konstruktion einer Dachbegrünung besteht aus unterschiedlichen Materialien zur Abdichtung und für den Durchwurzelungsschutz zum Dach hin, wie Filtervlies und Drainageschicht sowie Substrat und Pflanzen. Jedoch ist auch bei

Dachbegrünungen ein nicht unerheblicher Stoffaustrag über den Abfluss zu beobachten. In welchem Umfang mit gefährlichen Stoffausträgen zu rechnen ist, hängt von den verwendeten Materialien ab. So können zum Beispiel Durchwurzelungsbarrieren aus Kupfer oder Kunststoff vorhanden sein (Vijayaraghavan 2016). Außerdem bestimmt das Pflanzmaterial den Nährstoff- und Schwermetalaustrag (Vijayaraghavan und Joshi 2014). In einigen Untersuchungen, zumeist im Vergleich mit anderen Dachmaterialien, konnten auffällig hohe Konzentrationen von Blei, Zink und Arsen gemessen werden (Mendez et al. 2011, Zhang et al. 2014), was auf das Pflanzmaterial zurückgeführt wurde. Der Austrag von Schwermetallen ist bei neu installierten Gründächern höher als bei etablierten. Jedoch wird ein Rückgang der Stoffkonzentrationen über die Zeit erwartet (Vijayaraghavan und Joshi 2014). Schwermetalle wie Pb, Cr, Co und Cd wurden bei anderen Untersuchungen nicht in relevanten Konzentrationen im Abflusswasser vorgefunden, Kupfer hingegen schon (bis 56 µg/l) (Vijayaraghavan et al. 2012). Generell fungieren Gründächer als Schadstoffsenke (Speak et al. 2012), wenn ausschließlich der Schadstoffrückhalt aus der Atmosphäre betrachtet wird. Zu einer Quelle werden Gründächer hingegen dann, wenn Materialien verwendet werden, aus denen bei Kontakt mit dem Sickerwasser Schwermetalle ausgetragen werden. Es handelt sich dabei zumeist um metallene Dachbestandteile (Dachrinnen, Dachflächen) (Czemiel Berndtsson et al. 2006, Wang et al. 2017).

Als Durchwurzelungsschutz werden überwiegend Bitumenbahnen eingesetzt, die mit Herbiziden wie Mecoprop (Methylchlorphenoxypropionsäure) versetzt sind. Die Höhe des Austrags von Mecorprop ist möglicherweise abhängig von der Außentemperatur und dem Abstand zwischen den Regenereignissen. Freilandversuche ergaben eine Jahreskonzentration von 3,3 µg/l und eine jährliche Freisetzungsrate von 2,4 mg/m^2 (Bucheli et al. 1998b). Gelangt mit dem Dachabfluss Mecoprop in den Boden, ist der Stoffrückhalt von den Bodeneigenschaften abhängig. Bei basischem Boden-pH und unter Anwesenheit von organischem Material, wird das Herbizid im Boden adsorbiert. Andererseits ist bei niedrigem Boden-pH das Rückhaltevermögen des Bodens sehr gering. Dann besteht ein Risiko für das Grundwasser (Paradelo et al. 2018).

6.2 Niederschlagsabfluss von Straßen

Mit dem Niederschlagswasser werden Schwermetalle, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Mineralöle, organischer Kohlenstoff, Metalle und Nichtmetalle von Verkehrsflächen gewaschen. Das folgende Kapitel befasst sich mit der stofflichen Zusammensetzung und dem Umfang von Schadstoffen im Straßenabflusswasser.

6.2.1 Stoffeintrag

Die Stoffe liegen im Abflusswasser entweder in gelöster Form, als Partikel oder gebunden an Partikel vor. Je nach Bauweise der Straße versickert das Abflusswasser im Boden des Straßenbanketts, über die sich anschließende Böschung und in Versickerungsmulden oder wird über ein Kanalsystem gefasst, in einem Versickerungsbecken gesammelt und anschließend in den Vorfluter oder den Boden abgeführt. Der Straßenverkehr verursacht eine erhebliche Verschmutzung des Regenwassers, welches auf die Fahrbahn trifft. Einen umfassenden Überblick gibt dafür Huber et al. (2016). Die mit der Versickerung des Straßenabflusses einhergehende Stoffanreicherung erreicht in etwa eine Distanz von 5 Meter vom Straßenrand. Bis zu einer Entfernung von 10 Metern gelangen Schadstoffe mit Spritzwasser auf den Boden neben der Fahrbahn. Zudem erfolgt ein verkehrsbedingter Stoffeintrag über die Luft bis in eine Entfernung von 50 Meter (Kocher et al. 2010b, 2010a, Beer et al. 2011), in Abhängigkeit von baulichen Hindernissen wie Lärmschutzwänden usw. Einen lokal begrenzten Einfluss auf den Schwermetalleintrag hat das Abtropfwasser von Verkehrsschildern, Ampeln und Leitplanken (Legret und Pagotto 2006, Kluge und Wessolek 2012). Je größer die Verkehrsfläche ist, desto

mehr Wasser sammelt sich und muss am Straßenrand versickern. Aus diesem Grund sind direkt neben der Straße die Sickerwasserraten am höchsten und nehmen mit der Distanz zur Straße ab (Kocher et al. 2005). Hohe Infiltrationsraten führen zu höheren Stoffauswaschungen (Wessolek et al. 2011; S. 119). Dies birgt die Gefahr, dass weniger Stoffe im Oberboden zurückgehalten werden als bei einer niedrigeren Niederschlagsintensität mit mäßigem Abfluss. Dies ist auch nach anhaltenden Trockenperioden denkbar. Tabelle 15 umfasst mittlere Stoffkonzentrationen im Straßenabwasser, basierend auf den Werten der Stoffkonzentrationen im Straßenabflusswasser entsprechend der Tabelle im Anhang.

Tabelle 15: Mittlere Stoffkonzentrationen im Straßenabflusswasser, unterteilt in Straßentypen und nach Gesamtkonzentration und Konzentration des gelösten Anteils.

Parameter	Autobahn, hohe VD	Anzahl	Autobahn, niedrige VD	Anzahl	Straße, hohe VD	Anzahl	Straße, niedrige VD	Anzahl	GFS-Wert
Einheit/ Anzahl	µg/l	N	µg/l	N	µg/l	N[2]	µg/l	N	µg/l
Pb, gesamt	30,9	22	52,1	5	41,7	2	65,1	7	1,2
Pb, gelöst	4,5	14	1,7	4	3,9	1	49,9	4	1,2
Cd, gesamt	1,3	21	1,1	4	6,6	2	3	6	0,3
Cd, gelöst	0,7	12	0,4	3	1,2	2	0,4	3	0,3
Cu, gesamt	94,9	22	88,9	5	132,5	2	55,5	7	5,4
Cu, gelöst	35,9	17	22,1	4	38,2	2	16,8	5	5,4
Ni, gesamt	16,2	13	29,9	2	20,5	1	13,4	3	7
Ni, gelöst	7,3	10	0,9	1	10,5	1	3,2	3	7
Cr, gesamt	19,7	12	17,4	2	13,2	1	12	3	3,4
Cr, gelöst	5,1	6	0,6	1	3	1	2	3	3,4
Zn, gesamt	2412,9	21	364,6	5	637	2	228,2	7	60
Zn, gelöst	1633,5	16	102,8	4	356,5	2	92,9	5	60
PAK, gesamt	3,5	3	2,5	2			4,9	3	0,2
PAK, gelöst	0,09	3	0,2	1			0,2	1	0,2

Nicht bei allen Parametern kann ein Zusammenhang zur Verkehrsdichte hergestellt werden. Die Werte kommen durch sehr unterschiedliche Randbedingungen zu Stande (Analyseverfahren, Straßeneigenschaften, Niederschlagsintensität, Straßenbelag usw.) und die Anzahl der Stichproben ist begrenzt.

[2] Enthält Mittelwerte von 30 Messwerten aus Huber et al. 2016.

In Tabelle 16 sind die gelösten Stofffrachten von den vier häufigsten Schwermetallen zusammengestellt. Die Frachten bezeichnen die Stoffmenge, die in einem Jahr von einem m^2 Straßenfläche abgewaschen wird. Für das Berechnungsverfahren wird aus den Werten der Tabelle 16 für die beiden Verkehrsflächentyp Straße und Autobahn ein Mittelwert berechnet, der dann in das Berechnungsverfahren einfließt.

Tabelle 16: Gelöste Stofffrachten ausgewählter Metalle von unterschiedlich hoch frequentierten Verkehrsflächen.

Referenz	Straßentyp	Blei [mg/m²]	Cadmium [mg/m²]	Kupfer [mg/m²]	Zink [mg/m²]
Barrett et al. (1998)	Straße, niedrige VD	20		8	45
Wessolek und Kocher (2002)	Autobahn, hohe VD	0,003	4,5	37,1	91
Pagotto et al. (2000)	Autobahn, niedrige VD	57	0,76	24,4	208
Hilliges et al. (2013)	Autobahn, hohe VD	37,2		97	482
Scheiwiller (2008)	Autobahn, hohe VD	8		44	119,0
Scheiwiller (2008)	Autobahn, hohe VD	5,5		35,9	127
Zitiert aus: Huber und Helmreich (2016)	Autobahn, hohe VD			75	393
zitiert aus: Winkler 2005	Straße, hohe VD	5		12	177
Mittlere Stofffrachten für die Berechnungen	Autobahn	21,5	2,6	52,2	236,7
Mittlere Stofffrachten für die Berechnungen	Straße	12,5		10	111

6.2.2 Stoffgruppen

6.2.2.1 Eintrag von Schwermetallen

Hauptsächlich werden im Abflusswasser von Verkehrsflächen die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kobalt, Nickel, Kupfer, Blei und Zink gemessen (Horstmeyer et al. 2016). Davon werden vorrangig Partikel von Kupfer, Blei und Antimon durch Bremsabrieb eingetragen, Cadmium und Zink hingegen durch Reifenabrieb (Dierkes und Geiger 1999, Hjortenkrans et al. 2007). Es dominieren in den meisten Untersuchungen die Schadstoffe in partikulär gebundener Form. Der Anteil der gelösten Stofffraktion ist vom Stoff abhängig (Gromaire-Mertz et al. 1999, Beer et al. 2011, Kluge et al. 2014, Gill et al. 2017). Grotehusmann et al. (2017) konnten beispielsweise für drei Autobahnen mit hoher Verkehrsdichte für Zink, Cadmium, Kupfer, Blei und PAK einen partikulären Anteil von 78,3%, 46,3%, 82%, 93% und 97% im Straßenabflusswasser ausmachen. Die Untersuchungen von Endres et al. (2016) an einer Straße mit mittlerer Verkehrsdichte ergab für Zink einen ähnlichen partikulären Anteil, wohingegen Kupfer und Blei einen höheren gelösten Anteil aufwiesen. Cadmium lag ausschließlich in gelöster Form im Straßenabflusswasser vor.

Weitere Untersuchungen zeigen, dass Blei und Chrom im Straßenabflusswasser zu über 90% in partikulär gebundener Form vorliegen (Sansalone und Buchberger 1997, Werkenthin 2015), wohingegen der gelöste Anteil bei Zink, Kupfer und Nickel eine etwas größere Fraktion an der Gesamtkonzentration einnehmen (Dierkes und Geiger 1999, Gnecco et al. 2005, Huber et al. 2016). Cadmium zeigt im Vergleich zu allen anderen Schwermetallen eine nahezu gleichmäßige Verteilung zwischen der gelösten und der partikulären Fraktion (Werkenthin 2015). Die Ergebnisse decken sich mit denen von Tromp et al. (2012). Da Gill et al. (2017) abweichende Ergebnisse vorlegen, vermuten die Autoren, dass die Herkunft der Schwermetalle die Form im Abflusswasser bestimmt. Je höher der gelöste Anteil, desto mobiler ist der Stoff.

Chrom, Kobalt und Nickel spielen eine eher untergeordnete Rolle bei der Gesamtkonzentration im Abflusswasser und damit auch bei einer möglichen Kontamination des Grundwassers (Mikkelsen et al. 1997). Diese drei Schwermetalle sind eher selten Bestandteil der Wasseranalysen.

Tabelle 17 verdeutlicht die Schwankungsbreite des partikulären Anteils im Straßenabflusswasser in Abhängigkeit des Stoffes. Die Prozentwerte ergeben sich aus den in der Tabelle im Anhang aufgeführten gesamten und gelösten Stoffkonzentrationen der einzelnen Untersuchungen. Der berechnete Median des partikulären Anteils von Cadmium ist etwas höher, als in der Literatur beschrieben.

Tabelle 17: Partikulärer Anteil ausgewählter Stoffe an ihrer Gesamtkonzentration des Straßenabflusswassers (eigene Darstellung).

Partikulärer Anteil in %	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	PAK
Median	93,6	68,3	67,1	64,1	80,6	75,3	95,9
Mittelwert	87,8	55,6	65,1	63,1	75,1	66,0	95,2
Minimum	50,0	0,0	14,3	0,0	0,0	25,0	88,9
Maximum	99,3	95,1	90,3	97,6	96,1	95,3	98,9

6.2.2.2 Eintrag von Organischen Verbindungen

Kraftfahrzeuge stoßen große Mengen polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) aus. Die Hauptquellen sind dabei Abgase, gefolgt von Reifenabrieb, Motoröl, Straßenbelag und Bremsstaub (Napier et al. 2008). Mit dem Niederschlagswasser werden jedoch vorrangig die vom Reifenabrieb und dem Motoröl stammenden PAK von der Fahrbahn gewaschen (Markiewicz et al. 2017). In den meisten Fällen liegen die PAK als Partikel vor (Hwang und Foster 2006, Grotehusmann et al. 2017). Neben den PAK spült das Abflusswasser auch Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in partikulärer Form (Dierkes und Geiger 1999) sowie adsorbierte organisch gebundene Halogene (AOX) von der Straße. Grotehusmann et al. (2017) konnten zeigen, dass der partikuläre Anteil der PAK, MKW und PCB mindestens 87% beträgt. Auch langjährige Messungen der BASt an zwei Standorten bestätigen die starke Partikelbindung der Schadstoffe (Kocher et al. 2010b, Beer et al. 2011).

6.2.3 Einflussparameter auf Stoffausträge

Horstmeyer et al. (2016) zeigten anhand zwei verschiedener Datensätze, dass nicht allein die durchschnittliche tägliche Verkehrsdichte (gemessen an der Anzahl von Fahrzeugen), sondern zusätzlich das Fahrverhalten (Bremsen) und der Straßentyp (Kreisverkehr, Kreuzungen, Autobahnabfahrten) die Schwermetallgehalte im Boden erklären. Die Konzentration von MKW wird jedoch von der Verkehrsdichte bestimmt (Dierkes und Geiger 1999).

Auch die Stoffkonzentrationen im Regenwasserabfluss von Verkehrsflächen spiegeln den First-Flush-Effekt wider, was gekennzeichnet ist von deutlich höheren Schwermetallkonzentrationen während der ersten Minuten (Kayhanian et al. 2008).

Eine relevante Eintragsquelle für Zink und Cadmium sind Straßenschilder, Laternen und Leitplanken. Über das Abtropfwasser werden nicht unerhebliche Mengen dieser Schwermetalle in den Boden eingetragen (Legret und Pagotto 2006, Kluge und Wessolek 2012). Erhebliche Mengen Zink im Abflusswasser von Brücken stammen außerdem aus verzinkten Brückenbestandteilen und Sicherheitszäunen (Huber et al. 2016).

Die meisten Untersuchungen kamen zu dem Ergebnis, dass die Anzahl der Tage zwischen zwei Regenereignissen einen signifikanten Einfluss auf die Stoffkonzentrationen im Abflusswasser haben, aufgrund von Stoffanreicherungen auf der Verkehrsfläche. Wohingegen weder ein Zusammenhang zur Niederschlagsintensität noch zur Jahreszeit eindeutig belegt ist. Wind und Fahrzeug bedingte Turbulenzen können unterschiedliche Auswirkungen, wie verminderte trockene Deposition auf der Verkehrsfläche, mit sich bringen (Huber et al. 2016).

6.3 Niederschlagsabfluss von Parkplatzflächen

Schadstoffe, wie Schwermetalle und organische Verbindungen werden in gelöster und in partikulärer Form von Parkplatzflächen mit dem Regenwasser abgewaschen. Sie stammen hauptsächlich vom Abrieb der Autos und der Fahrbahn, verursacht vorrangig vom Stop-and-go der Fahrzeuge (Horstmeyer et al. 2016). Doch auch Schadstoffe der atmosphärischen Deposition lagern sich auf Parkplatzflächen ab und erhöhen die Konzentrationen im Abflusswasser (McQueen et al. 2010), wobei der Umfang der Verschmutzung durch die Deposition von der Nutzung und Emissionsquellen der Umgebung abhängt.

6.3.1 Charakterisierung von Parkplatzflächen

Parkplatzflächen variieren in ihrer Nutzung und in der Durchlässigkeit der befestigten Fläche. Parkplatzflächen sind zumeist entweder vollständig oder teilversiegelt mit z.B. Rasengittersteinen. Befestigte Oberflächen bestehen aus Asphalt, Beton, Pflaster mit großen und kleinen Fugen, mit und ohne bewachsenen Zwischenräumen, gefüllt mit Kies oder Sand. Die Art der Befestigung entscheidet über den Beitrag am Wasserkreislauf. Dies reicht von Infiltrationsraten von 6 bis 86%, dem Anteil am Oberflächenabfluss von 6 bis 72% und einer Verdunstungsrate von 3 bis 31% (Anteil am Niederschlag) (Timm et al. 2018). Die vollständig versiegelten Flächen können jedoch aus durchlässigem Beton oder Asphalt bestehen. Das Wasser versickert dann bei neu angelegten Flächen mit einer Geschwindigkeit von ca. 38,2 mm/s (Beton) bzw. 31,1 mm/s (Asphalt). Somit werden Niederschlagspeaks gedämpft und der oberflächige Abfluss reduziert. Verstopfen mit der Zeit die Poren des Betons bzw. des Asphalts mit Feinpartikeln (engl. Clogging), verringert sich die Infiltrationsrate. Dabei ist der Clogging-Effekt im Bereich der Parktaschen weniger stark ausgeprägt als im Fahrbahnbereich (Kumar et al. 2016).

Sammelt sich das Abflusswasser von der Parkplatzfläche, wird es z.B. in bewachsene Versickerungsanlagen, Sandfilter, Versickerungsstreifen, unterirdischen Rigolensystemen, über Geotextilien, Kiesfilter, diverse Abflussrinnen usw. geleitet, wo es dann gefiltert wird und dem Grundwasser zuströmt.

6.3.2 Stoffkonzentrationen

Die stoffliche Zusammensetzung des Abflusswassers von Parkplatzflächen ist vielfältig, aber unterscheidet sich nur leicht von Straßenabflusswasser (siehe zum Vergleich Tabelle 18). Es ist

ebenfalls mit Schadstoffen belastet und muss gereinigt werden (McQueen et al. 2010), da es ein Risiko für das Grundwasser darstellt. Die Konzentrationen der einzelnen Schadstoffe hängen stark von der Art der Nutzung ab, z.B. Rastplatz an der Autobahn oder Supermarktparkplatz (Huber et al. 2016). Neben Schwermetallen, organischen Verbindungen und Nährstoffen sind im Winter große Mengen Streusalz und zeitweise Pestizide in unterschiedlichen Mengen im Abwasser zu erwarten. Die Stoffe liegen in gelöster Form und als Feststoff in unterschiedlichen Partikelgrößen vor (Revitt et al. 2014). Die Stoffmengen im Abflusswasser, wie auch die Stoffkonzentrationen (Tabelle 19), werden von der täglichen Frequentierung durch Fahrzeuge auf dem Parkplatz, die Art der Nutzung und von meteorologischen Parametern, wie Niederschlagsintensität und Dauer zwischen den Regenereignissen usw. bestimmt.

Tabelle 18: Stoffkonzentrationen im Abflusswasser verschiedener Parkplatzflächen; Quelle: Revitt et al. (2014).

Verkehrsflächentyp	Cd [µg/l]	Pb [µg/l]	Cu [µg/l]	Ni [µg/l]	Zn [µg/l]	Kohlenwasserstoffe [µg/l[
Parkplatz	< 1	1 - 10	1 - 205	2 - 493	< 1 - 700	Summe PAK: 0,35 - 3000 Summe KW: 3,3 - 2000
Niedrige Verkehrsdichte	0 - 5	6 - 140	6 - 17		87 - 150	Summe KW: 0,89 - 4,5
Mittlere Verkehrsdichte[3]		10 - 440	10 - 120		20 - 1900	
Hohe Verkehrsdichte						Summe KW: 0,67 - 25,0

Eine schrittweise Reinigung des Abflusswassers von Parkplatzflächen sorgt für eine erhebliche Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen. Dabei kommt es auf das verwendete Reinigungssystem und das Material an. Die Effizienz des Rückhalts schwankt zwischen 2% und 97%, je nach Stoff und Reinigungssystem (Revitt et al. 2014).

Tabelle 19: Stoffkonzentrationen im Abflusswasser von Parkplatzflächen.

Quelle	Huber et al. (2016)	Huber et al. (2016)	Revitt et al. (2014)	McQueen et al. (2010)
Elemente	Gelöst in µg/l	Gesamt µg/l	Min-Werte µg/l	Max-Werte in µg/l
Cd	0,4	3,0	< 1	5
Zn	77,2	201	< 1 - 700	908
Pb	4,3	23,1	< 1 - 10	130
Cu	11,8	40,7	< 1-205	53
Ni	3,8	23,7	2-493	1206
Cr	1,7	13,1		42

6.3.3 Stofffrachten von Parkplätzen

Die Tabelle 20 macht die zu erwartenden, teils großen Unterschiede zwischen den Stofffrachten von den untersuchten Parkplätzen deutlich. Diese Beobachtung deckt sich mit denen von Göbel

[3] In der Tabelle 3 als suburban road bezeichnet.

et al. (2007). Aufgrund der geringen Datengrundlage, muss für die Berechnung ein Mittelwert der Stofffrachten immer unter Vorbehalt verwendet werden.

Tabelle 20: Stofffrachten in mg/m²/a von unterschiedlich intensiv genutzten Parkplätzen.

Quelle	Verkehrsdichte / Art des Parkplatzes	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	PAK
McQueen et al. (2010)[4]	Niedrige VD	ND	6,5	4,4	44,2	13,4	44,6	
Revitt et al. (2014)[5]	Niedrige VD			4		190	17	35
Smith et al. (2000)	Niedrige VD							32
Smith et al. (2000)	Hohe VD							56
EPA (1999)	Niedrige VD			4,5		89,7	89,7	
Rushton (2001)	Niedrige VD			3,3		1,7	14,7	
Rushton (2001)	Niedrige VD			4,2		1,8	17,4	
Grotehusmann und Kasting (2002)	Hohe VD /Tank- und Rastplatz			38,3		15,3	180	
DiBlasi et al. (2009)	Straße mit niedriger VD + Parkplatz							90

6.4 Liste relevanter Stoffe

Die Liste der Geringfügigkeitsschwellen umfasst insgesamt 20 anorganische Parameter, bei denen es sich hauptsächlich um Schwermetalle handelt, 27 organische Parameter, inklusive Summenparameter, 24 Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln und Biozidprodukten einschließlich deren Abbauprodukte, 3 zinnorganische Verbindungen und 17 sprengstofftypische Verbindungen. Nicht alle Stoffe spielen bei der Betrachtung von Niederschlagsabflusswasser von Dach- und Verkehrsflächen eine Rolle. Die folgende Aufstellung umfasst die Stoffe, die im beschriebenen Fall zu berücksichtigen sind.

Tabelle 21: Dominate und weniger häufig auftretende Stoffe im Abflusswasser von Dächern, von Gründächern und von Straßen.

Ort der Entstehung	Stoffe mit großer Bedeutung	Stoffe mit untergeordneter Bedeutung
Von Dachflächen	Zink, Kupfer, Blei, Cadmium	Vanadium, Chrom, Nickel, Kobalt, Antimon

[4] Summe der durchschnittlichen Stofffrachten pro Regenereignis über 10 Monate

[5] Maximumwerte

Ort der Entstehung	Stoffe mit großer Bedeutung	Stoffe mit untergeordneter Bedeutung
Von Gründächern	Pestizide	Kupfer
Von Straßen	Zink, Kupfer, Blei, Cadmium	Barium, Chrom, Kobalt , Nickel
Von Straßen	Benzo[a]pyren, Benzo[b]fluoranthen und Benzo[k]fluoranthen, Indeno[123-cd]pyren, Benzo[ghi]perylen,	Kohlenwasserstoffe

6.5 Schlussfolgerung

Die chemische Zusammensetzung und die Abflussmenge von Dachflächen werden von zahlreichen Parametern bestimmt. Die Auswertung der Literatur hat gezeigt, dass oftmals der Formulierung allgemeingültiger Zusammenhänge gegenteilige Untersuchungsergebnisse entgegenstehen. Auch sind häufig große Spannweiten sowohl zwischen den Messwerten der Untersuchungen als auch innerhalb einer Messkampagne zu beobachten. Für die Fragestellung sind die folgenden Ergebnisse von Bedeutung:

1. Hohe Stoffausträge sind vor allem von Metallflächen als Bedachungsbestandteile zu erwarten.
2. Hauptsächlich finden sich hohe Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Dachabflusswasser.
3. Die Höhe der Stoffkonzentrationen wird bestimmt durch die Dacheigenschaften, die klimatischen Bedingungen, chemische Eigenschaften des Niederschlagswassers und die Stoffeinträge über die atmosphärische Deposition.
4. Keine nennenswerten Stofffreisetzungen sind von Schiefer, Ton- und Betonziegeldächern zu erwarten.
5. Der Kontakt des Regenwassers mit Ton- und Betonziegeln erhöht den pH-Wert des Wassers, was zu einer niedrigeren Löslichkeit der Schwermetalle aus Metallrinnen, -rohren und anderen metallischen Dachelementen führt.
6. Für das spätere Berechnungsverfahren wird für Kupfer eine Freisetzungsrate von 1,3 $g/m^2/a$ (Mittelwert aus Werten in Tabelle 8) für Zink wird eine Freisetzungsrate von 2,1 $g/m^2/a$ (Mittelwert aus den Werten in Tabelle 9) verwendet.

Auch von Verkehrsflächen werden große Mengen an Schadstoffen mit dem Niederschlag abgewaschen. Die Messergebnisse aus zahlreichen Untersuchungen bilden die große Spannweite von Stoffkonzentrationen ab. Aus der Literaturauswertung sind die wesentlichen Erkenntnisse im Folgenden zusammengefasst:

1. Im Straßenabfluss sind Schwermetalle und organische Verbindungen, hauptsächlich in partikulärer Form enthalten.
2. Die gelösten Stoffkonzentrationen liegen im Mittel zwischen 0,4 µg/l Cadmium und 1600 µg/l Zink.
3. Für die Berechnung werden, sofern verfügbar, die Stofffracht des gelösten Anteils für Blei, Cadmium, Kupfer und Zink verwendet. PAK liegt zu über 90 % als Partikel im Abflusswasser vor und wird daher nicht im Berechnungsverfahren berücksichtigt.
4. Von Parkplatzflächen werden Stoffmengen in ähnlicher Größenordnung wie von Straßen abgewaschen.

7 Bodenpassage

Nachdem das Regenwasser über eine befestigte Oberfläche (Verkehrsfläche und Dachfläche) abgeflossen ist, versickert das Wasser entweder direkt oder indirekt in den Boden. Um die Versickerung besser steuern zu können, kommen verschiedenartige dezentrale und zentrale Versickerungsanlagen, entweder oberirdisch oder unterirdisch, zum Einsatz. Zudem kann das Wasser auch flächenhaft versickert werden, zum Beispiel über mit Pflastersteinen teilversiegelte Flächen. In allen Fällen wird die Retentionsleistung des Bodens als Filtermaterial genutzt, um Schadstoffe aus dem Abflusswasser zurückzuhalten. Die Eigenschaften der Bodenpassage bestimmen die Dauer und die Geschwindigkeit der Versickerung bis zum Erreichen des Grundwassers sowie die Qualität des Sickerwassers, die sich innerhalb der Bodenzone verändert. Die Prozesse in der Bodenpassage sind gekennzeichnet durch Sedimentation, Akkumulation und Adsorption sowie Desorption, Dispergierung (siehe Kapitel 7.3.3) und Stofftransport. Partikulär gebundene Schadstoffe werden aufgrund ihrer Größe mechanisch an der Oberfläche der Bodenteilchen zurückgehalten. Der Rückhalt der gelösten Fraktion der Schwermetalle erfolgt entweder durch eine Komplexierung an der Oberfläche von Bodenteilchen, durch Ionenaustausch oder durch Ausfällung (Bradl 2004) innerhalb der Bodenmatrix (Karlén et al. 2002).

Der Rückhalt von Schadstoffen aus dem Abflusswasser von Straßen, Parkplätzen und Dächern wird separat betrachtet, da sich sowohl die stoffliche Zusammensetzung des Abflusswassers (siehe Kapitel 6.1und 6.2) als auch die Bodeneigenschaften der Versickerungsanlagen voneinander unterscheiden.

In diesem Kapitel wird dargestellt, 1) welche Prozesse in der Bodenpassage den Stoffrückhalt steuern, 2) unter welchen Umständen eine Stoffverlagerung in Richtung des Grundwassers zu besorgen ist und 3) in welchem Umfang dies geschieht.

7.1 Retentionsprozesse in der Bodenpassage

Neben den standortsspezifischen Unterschieden zwischen Versickerungsanlagen für Dachabflüsse und dem Straßenabfluss kann trotz allem von vergleichbaren Prozessen der Stoffretention ausgegangen werden. Alle ausreichend großen Partikel im Abflusswasser werden mechanisch bereits auf der Oberfläche der Versickerungsanlage zurückgehalten und werden dort akkumuliert. Kleine Partikel und der gelöste Anteil der Stoffe dringen in den Boden ein. Die beteiligten Bodenparameter, wie pH-Wert, Tongehalt, Anteil des organischen Materials und Metalloxiden, sowie der Umfang (Stofffracht) und die Art (Infiltrationsrate) des Stoffeintrags in den Boden bestimmen das Retentionsverhalten in der Versickerungsanlage. Findet eine Versickerung über die bewachsene Bodenzone z.B. von Versickerungsstreifen oder –mulden statt, kann von einem hohen Stoffrückhalt ausgegangen werden. Bei der Versickerung direkt in den Unterboden, z.B. über einen Versickerungsschacht, wird die Bodenzone mit der hohen Rückhaltekapazität umgangen und es werden weniger Schadstoffe zurückgehalten. Aus diesem Grund ist eine Versickerung über die Bodenpassage mit hohem Humus- und Tonanteil stets zu bevorzugen. Die Versickerung über einen Schacht bzw. in eine Bodenzone mit geringem Stoffrückhaltepotenzial sollte ausschließlich für nachgewiesen schadstoffarmes Wasser in Betracht gezogen werden. Dies ist dann der Fall, wenn das Abflusswasser ohne eine Behandlung die GFS-Werte nicht überschreitet.

Die Adsorption von Nährstoffen, Pestiziden, Schwermetallen und organischen Verbindungen erfolgt im Boden an den Oberflächen von anorganischen Kolloiden, wie Tonmineralen, Metalloxiden und –hydroxiden, Carbonaten sowie organischen Kolloiden (Soil organic matter). Vor allem feinkörnige Böden umfassen Tonminerale, Eisen- und Manganhydroxide und

Huminsäure, die sich jeweils durch eine große Oberfläche auszeichnen und damit ein hohes Potenzial für die Stoffadsorption aufweisen. Die Adsorptionsleistung des Bodens wird außerdem maßgeblich vom Boden-pH bestimmt (Bradl 2004, AGBoden 2005; S. 362). Dabei begünstigen neutrale bis schwach basische pH-Werte die Bindung von vor allem Schwermetallen. Die organischen Verbindungen (z.B. polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe - PAK) werden eher bei niedrigeren pH-Werten adsorbiert (Savric 2001). Der bodenkundliche Parameter, die Kationenaustauschkapazität des Bodens, kann als Maß für die Adsorptionsleistung des Bodens angesehen werden (AGBoden 2005; S. 362). Das organische Material leistet daran einen maßgebenden Beitrag. Zumeist sind die Bodenkolloide und Huminstoffe negativ geladen, was zu einer hohen Kationenaustauschkapazität führt. Sie ist jedoch als Parameter nicht ausreichend, um den Umfang der Adsorption von Metallionen abschätzen zu können. Mit diesem Parameter können lediglich Aussagen zum unspezifischen Ionenaustausch gemacht werden, jedoch nicht zur spezifischen Adsorption, wie sie hauptsächlich bei Schwermetallen auftritt (Bradl 2004). Alloway (1999) spricht von einer spezifischen Adsorption, bei der eine Affinität seitens der Bodenteilchen besteht, vorzugsweise bestimmte Schwermetalle anzulagern. Dabei sind auch Unterschiede zwischen den Schwermetallen zu beobachten. Die Stoffadsorption am organischen Material erfolgt an den zahlreichen, verschiedenartigen funktionalen Gruppen, wie Carboxy-, phenolische Hydroxy-, Carbonyl-, Ester-, Chinon- und Methoxygruppen, die somit eine spezifische Oberfläche bilden (Amrhein et al. 1992). Die Bindungskapazität von Huminsäuren gegenüber Metallen liegt zwischen 200 und 600 µmol/g (Sparks 2003; S. 102). Binden sich die organischen Schadstoffe an Huminstoffe im Boden, werden sie zwar immobil und weniger biologisch verfügbar, jedoch auch langsamer abgebaut (Ottow 2011; S. 287). Besonders stabil verhalten sich Chelatkomplexe, die entstehen, wenn zwei oder mehr funktionelle Gruppen von einem organischen Kolloid zusammen mit Metallionen (bevorzugt zweiwertige Kationen) eine Ringstruktur bilden.

7.1.1 Spezifisches Verhalten der Schwermetalle im Boden

Das Abflusswasser von Dächern und Verkehrsflächen kann als „Cocktail“ von Schadstoffen beschrieben werden, der bei jedem Niederschlagsereignis eine andere Zusammensetzung aufweist. Somit können Adsorptionsmodelle, die nur einen Stoff betrachten, zur Prognose des Stoffrückhalts nicht eingesetzt werden. Sind also mehrere verschiedene Kationen in der Bodenlösung vorhanden bzw. werden in den Boden eingetragen, ergeben sich Unterschiede im Adsorptionsverhalten der einzelnen Kationen. Die Schwermetalle konkurrieren um die Austauscherplätze, was ihr individuelles Sorptionsverhalten verändert (Markiewicz-Patkowska et al. 2005). Mason et al. (1999), Nightingale (1975) und Dierkes und Geiger (1999) erkannten bei der Untersuchung von Versickerungsanlagen Unterschiede im Verhalten einzelner Stoffe hinsichtlich ihrer Verteilung in der Bodenzone. Nightingale (1975) konnte zeigen, dass Blei und Zink im Vergleich zu Kupfer in den ersten Zentimetern des Oberbodens (0-5 cm) zurückgehalten werden und vermutet einen Zusammenhang zum Schluff- und Tonanteil des Bodens, was angesichts der Neigung von Schwermetallen sich an Tonteilchen zu binden, sehr wahrscheinlich ist. Hingegen zeigt Kupfer eine besonders hohe Affinität zur Bindung an organisches Material (McLaren und Crawford 1973), auch wenn die Kupfermenge insgesamt im Boden niedrig ist (Bradl 2004). Die Bindung von Kupfer an organische Substanz erfolgt über Carboxygruppen. Der Komplex kann sowohl in flüssiger als auch in fester Phase vorliegen. Kupfer kann auch an Metall-Oxyhydrate (Manganoxyhydroxid), im Ton-Humus-Komplex und im Kristallgitter von Bodenmineralen gebunden werden (McLaren und Crawford 1973, Baker und Senft 1999). Zink lagert sich sowohl an Tonminerale als auch an Fulvosäure an. Die Adsorption von Cadmium wird sehr stark durch die Anwesenheit anderer zweiwertiger Kationen wie Kupfer und Zink beeinflusst (Alloway 1999; S. 164) und zeigt damit ein hochgradig labiles Verhalten im Boden

(Alloway 1999; S. 177). Eine niedermolekulare Form von Huminstoffen bildet mit Zink vorrangig lösliche Komplexe und Chelate, was die Zinkmobilität im Boden erhöht. Zudem bestimmt der Boden-pH die Zinkbindung (McGrath 1999), z.B. fällt Zink in alkalischen Böden mit Karbonaten und Hydroxiden aus oder bildet unlösliche Calcium-Zinkate (Bradl 2004). Das Verhalten von Blei im Boden wird vom Karbonatgehalt beeinflusst. Kobalt akkumuliert hingegen mit wasserhaltigen Fe- und Mn-Oxiden und wird so festgelegt (Bradl 2004). Die Adsorption von Nickel ist hauptsächlich vom pH-Wert des Bodes abhängig. Die Anwesenheit von Tonmineralen und Fe- und Mn-Oxiden ist für die Nickeladsorption eher nebensächlich (McGrath 1999). Es ergibt sich eine Präferenzabfolge von zweiwertigen Kationen hinsichtlich ihrer Bindung an Huminsäuremolekülen im Boden: Cu > Pb > Fe > Ni = Co = Zn > Mn =Ca (Adriano 2001). Auch bei Eisenhydroxiden, Tonmineralen und Torf kann eine Reihenfolge der Selektivität für bestimmte Metalle beobachtet werden (Alloway 1999; S. 25).

Schadstoffe in partikulärer Form dringen meist nicht sehr tief in die Bodenzone ein, sondern sedimentieren an der Oberfläche der bewachsenen Bodenzone. Mason et al. (1999) beschreiben als kurzzeitigen Effekt eine Akkumulation von partikulärem Blei und Zink im Oberboden, weisen jedoch darauf hin, dass langfristig eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten möglich ist.

7.1.2 Spezifisches Verhalten von Pestiziden im Boden

Pestizide, wie Mecoprop, sind hauptsächlich im Abflusswasser von Gründächern, aber auch von Parkplätzen zu erwarten. Mecoprop ist ein Inhaltsstoff von Bitumenbahnen, die als Unterlage bei Gründächern eingebaut werden, um das Durchwurzeln der Pflanzen zu unterbinden (Zobrist et al. 2000). Es adsorbiert bevorzugt in basischen Böden und an organischem Material (Paradelo et al. 2018). Dabei bestimmt u.a. der pH-Wert des Bodens die Ladung der Pestizide. Bei neutralen pH-Werten können Pestizide negativ geladen sein und adsorbieren dann nicht mehr an den ebenfalls negativ geladenen Bodenkolloiden (Pierce und Wong 1988, Mikkelsen et al. 1997). Daher können Pestizide zur Verunreinigung des Grundwassers beitragen, wenn sie mit dem Sickerwasser die Bodenzone passieren. Untergeordnet sind auch Straßenränder als Quelle einer Pestizidbelastung von Bedeutung (Albanese und Cicchella 2012), da unerwünschte Vegetation am Fahrbahnrand zeitsparend unter dem Einsatz von Chemikalien entfernt wird. In Deutschland gibt es keinen Einsatz von Chemikalien am Fahrbahnrand von Bundesautobahnen und Bundesstraßen.

7.1.3 Spezifisches Verhalten von organischen Verbindungen im Boden

Organische Verbindungen, wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, treten hauptsächlich im Straßenabfluss auf. Die mit dem Dachabfluss ausgewaschenen organischen Verbindungen stammen nicht vom Dachmaterial selbst, sondern gelangen als atmosphärische Deposition auf die Dächer. Sie unterscheiden sich von Schwermetallen hinsichtlich der Abbaufähigkeit und ihrer besonders bevorzugten Bindung an organisches Material im Boden. Zum überwiegenden Teil treten organische Verbindungen als Partikel auf und sedimentieren auf dem Boden.

Manche Bindungsformen zwischen organischen Schadstoffen und Humusteilchen sind weniger stabil. Im Zuge des mikrobiellen Humusabbaus erfolgt die Freisetzung der adsorbierten Schadstoffe (Savric 2001, Boivin et al. 2008, Werkenthin et al. 2017). Diese gelangen mit dem Sickerwasser in Bodentiefen, die über weniger organische Substanz, einen niedrigeren pH-Wert und vermehrt größere Poren verfügen. Die Filterwirkung verschlechtert sich und das Risiko einer Kontamination im Grundwasser steigt. PAK erweisen sich als unlösliche Verbindungen und in Folge starker Bindungen mit den Schwermetallen sind auch diese deutlich schwerer zu lösen.

Eine Verlagerung der Schwermetalle mit dem Sickerwasser wird dadurch unwahrscheinlich, nicht jedoch eine generelle Remobilisierung (Turer und Maynard 2003).

7.2 Stoffrückhalt bei Dachabflüssen in der dezentralen Versickerungsanlage

Die Versickerung des Abflusswassers von Dächern wird im Siedlungsbereich zumeist über eine oberirdische Versickerungsanlage, wie beispielsweise einer Mulde geregelt (siehe Kapitel 3.2.2). Dabei dient eine weitgehend natürliche, bewachsene Bodenzone als effektiver Filter, indem die gelösten und partikulären Stoffe, die im Abflusswasser mitgeführt werden, auf der Bodenoberfläche und an der Oberfläche der Bodenteilchen zurückgehalten werden. Dies schützt das Grundwasser vor etwaiger Schadstoffbelastung. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass durch die Niederschlagswasserversickerung eine Schadstoffakkumulation mit langfristigen Folgen auch für das Grundwasser hervorgerufen werden kann (Dierkes et al. 2015).

7.2.1 Anforderungen an den Standort

In der Regel wird für die Versickerung über die Bodenpassage das verfügbare Bodenmaterial vor Ort verwendet, welches entsprechend der Empfehlungen des DWA-Regelwerks im Arbeitsblatt DWA-A 138 eingebaut und konditioniert werden soll (DWA 2005). Die Konditionierung umfasst im Wesentlichen die Anhebung des pH-Wertes sowie das Einbringen von organischem und feinkörnigem Material. Tabelle 22 umfasst die wichtigsten Parameter, die bei der Errichtung einer Versickerungsmulde zu berücksichtigen sind. Alle vier Parameter sind für die Adsorptionsfähigkeit des Bodens und den Schutz des Grundwassers vor Schadstoffeinträgen von entscheidender Bedeutung. Sauvé et al. (2000) hält zudem die gesamt Ausgangskonzentration von Metallen sowie die Bodenart (Tedoldi et al. 2016) als ebenfalls relevante Parameter für bedeutungsvoll. Die hydraulischen Standortsbedingungen sind in (DWA 2005) zusammengestellt.

Tabelle 22: Empfehlungen zur Herstellung einer Versickerungsmulde; Quelle: DWA (2005).

Relevante Parameter	Empfehlung der DWA
Wasserleitfähigkeit	Kf = 10-3 bis 10-6
pH-Wert	6 bis 8
Organische Substanz	1-3 Massen-%
Flurabstand (mittlere Grundwasserstand)	Mindestens 1 Meter

7.2.2 Standortspezifische Verteilung von Schadstoffen

Das vorangegangene Kapitel hat gezeigt, dass von Dächern erhebliche Mengen an Schadstoffen ausgewaschen werden, die dann in der Bodenpassage der Versickerungsanlage adsorbiert und anreichert werden (Tedoldi et al. 2017a). Im Dachabfluss sind vor allem Schwermetalle in gelöster und untergeordnet auch in partikulärer Form, Pestizide von Gründächern und wenige organische Verbindungen vertreten. Zudem finden sich nur wenige niedermolekulare organische Verbindungen, was auf einen raschen Abbau dieser hindeutet. Damit kann eine Kontamination des Grundwassers mit den verbliebenen, langsam abbaubaren hochmolekularen organischen Verbindungen nicht ausgeschlossen werden (Tedoldi et al. 2017b). Die Schadstoffe reichern sind in der Versickerungsanlage an (Boller und Häflinger 1996), was über die Zeit zum stetigen Rückgang der Retentionsleistung der Anlage und zu enorm hohen Stoffkonzentrationen führt (Boller und Häflinger 1996, Mikkelsen et al. 1997, Gromaire-Mertz et al. 1999). Zahlreiche Untersuchungen von Versickerungsmulden ergaben dazu ähnliche Ergebnisse. Die höchsten

Schwermetallgehalte treten in den oberen 10 – 30 cm des Bodens und nahe des Einlaufs in die Versickerungsmulde auf (Winiarski et al. 2006, Tedoldi et al. 2017a), organische Verbindungen in partikulärer Form erreichen auch Tiefen von bis zu 40 cm (Tedoldi et al. 2017b). Trotzdem ist eine Anreicherung bis in 1,5 m und vereinzelt bis zu 3,0 m Tiefe möglich (Winiarski et al. 2006). Mit zunehmender Tiefe und mit der Entfernung vom Einlauf der Mulde nehmen die Schadstoffgehalte ab (Winiarski et al. 2006, Tedoldi et al. 2017a). Aus der dauerhaften Nutzung von Versickerungsanlagen resultieren durch die Stoffanreicherung Überschreitungen von Vorsorgewerten des Bodenschutzes (Boller und Häflinger 1996, Hatt et al. 2008, Kluge et al. 2014).

Bei oberirdischen Versickerungsanlagen, die bereits viele Jahre in der Nutzung sind, konnte eine Verlagerung der Übergangszone (Bodenzone, in der abrupt die Stoffkonzentrationen zurückgehen) in die Tiefe beobachten werden (Tedoldi et al. 2016), was möglicherweise auf eine Erschöpfung der Adsorptionskapazität des Bodens bzw. Filtermaterials hindeutet (Hatt et al. 2008). Bezüglich dessen, können unterschiedliche Autorengruppen, zusammengefasst von Tedoldi et al. (2016), auch keinen Zusammenhang zwischen der Nutzungsdauer und den Metallkonzentrationen im Oberboden ausmachen. Möglicherweise erfolgt ein Schadstofftransport vorbei an sorptionsfähigen Bodenteilchen mittels Kolloiden über bevorzugte Fließwege im Boden. Auch erhöht sich für Kupfer, aufgrund seiner Affinität zur Bindung an organisches Material, seine Auslaugbarkeit (Kluge et al. 2018) und damit seine Verlagerungsfähigkeit in der Bodenzone. Die genauen Abläufe und relevanten Parameter, die eine Stoffverlagerung in die Tiefe begünstigen, sind abschließend noch nicht geklärt (Tedoldi et al. 2016).

7.2.3 Stoffkonzentrationen im Sickerwasser

Tabelle 23 zeigt Schwermetallkonzentrationen aus einem Lysimeterversuch mit Dachabflusswasser (kein Metalldach), woraus der Stoffrückhalt trotz niedriger Stoffkonzentrationen im Dachabfluss deutlich hervor geht (Tabelle 24). Außerdem beobachten Mason et al. (1999), dass sich Kupfer, Chrom und Cadmium von Beginn an deutlich mobiler verhalten, was auf die Komplexbildung mit Liganden in der Bodenlösung zurückzuführen ist. Blei und Zink werden bereits in den oberen Zentimetern des Bodens adsorbiert (Mason et al. 1999). Auch Baker und Senft (1999) weisen darauf hin, dass lösliche Kupferspezies in anorganischen und organischen Komplexen in der Bodenlösung vorliegen können, insgesamt ihre Summe jedoch sehr niedrig ist (McLaren und Crawford 1973). Li und Davis (2008) erklären die geringeren Kupfergehalte im Boden (adsorbierter Kupferanteil) zum Einen mit einer möglichen Desorption von Kupfer und zum Anderen mit der Tendenz des Kupfers zur Bindung an gelöste organische Substanz. Diese Mobilität oder die niedrige Adsorptionsgeschwindigkeit von Kupfer (McLaren und Crawford 1973) könnten die gleichmäßige Verteilung mit ähnlich hohen Konzentrationen über die gesamten 30 cm beprobten Bodens bei Nightingale (1975) und den vergleichsweise geringen adsorbierten Kupferanteil bei den Untersuchungen von Dierkes und Geiger (1999) erklären. Der pH-Wert des Bodens spielt bei der Kupferadsorption nur eine untergeordnete Rolle. Ein positiver Zusammenhang besteht womöglich zwischen Kupfer- und DOC-Konzentration (Amrhein et al. 1992, Kocher et al. 2005). Da sich Kupfer vorrangig an organisches Material bindet, fördert die Verlagerung des organischen Materials die Auswaschung von Kupfer. Damit könnte Kupfer das Grundwasser belasten.

Tabelle 23: Konzentrationen im Dachabfluss und maximale Konzentrationen im Bodenwasser in 1,6 m Bodentiefe (Lysimeterproben); Quelle: Mason et al. (1999).

Ort der Probenahme	In µg/l	Cd	Cu	Cr	Pb	Zn
Dachabfluss	gelöst	0,48	56	2,6	2,73	468
Dachabfluss	partikulär	0,1	13,8	9,6	29,9	98
Boden in 1,6 m	gelöst	0,27	6,7	1,0	0,13	3,8
Boden in 1,6 m	partikulär	0,07	2,1	2,0	1,73	7,2

Tabelle 24: Berechnete Adsorptionskapazität auf Basis der Daten in Tabelle 23.

Parameter	Cd	Cu	Cr	Pb	Zn
Rückhalt in %	43,7	88,1	61,5	95,3	99,2

7.3 Stoffrückhalt bei der Straßenentwässerung

Über das Straßenbankett und die angrenzende Böschung sowie über die Versickerungsgräben und -mulden, erfolgt häufig die Entwässerung der Verkehrsflächen außerorts. Nur in Ausnahmefällen wird das Wasser, welches auf bestimmte Autobahnabschnitte fällt, gefasst. Solche Ausnahmen umfassen beispielsweise Trinkwasserschutzgebiete der Zone I und II, Heilquellenschutzgebiete Zone I und II sowie Kurven, bei denen aus straßenbaulichen Gründen eine Abwasserfassung angelegt ist.

Mit dem Abflusswasser gelangen die Schadstoffe in gelöster und partikulär gebundener Form sowie als Partikel in die fahrbahnnahe Bodenpassage. Der Stoffrückhalt führt zu Schadstoffkonzentrationen in der oberen Bodenzone, die weit über denen von Böden in der Umgebung und gesetzlichen Vorsorgewerten liegen (Mikkelsen et al. 1997). Durch die sedimentierten und akkumulierten partikulären Schadstoffe wächst das Bankett hoch und muss schließlich abgeschält werden, wenn das Wasser von der Verkehrsfläche nicht mehr auf die Straßenböschung gelangt (Kocher 2008; S. 7). Da das Material in den meisten Fällen die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung überschreitet, wird die anschließende Handhabung in der Richtlinie zum Umgang mit Bankettschälgut geregelt (Dahmen et al. 2010). Die Verwertung des Bankettschälguts gestaltet sich aufgrund der hohen Schadstoffgehalte meist schwierig, da auch bei der Errichtung von Straßenbauwerken Grenzwerte eingehalten werden müssen. Andererseits ist eine sachgerechte Deponierung aufgrund der hohen Materialmengen kostenintensiv.

7.3.1 Bodeneigenschaften und stoffliche Verteilung

Die Leistungsfähigkeit Schadstoffe zurückzuhalten, ist von den Eigenschaften des verwendeten Materials und dem Aufbau der Versickerungsanlage abhängig. Vor allem bei neu gebauten Straßen besteht das Straßenbankett und die Böschung häufig aus grobkörnigem Material, welches bis zu 30% technogene Bestandteile enthalten kann. Dies sorgt anfangs dafür, dass Schadstoffe, die mit dem Straßenabfluss versickern, nur wenig zurückgehalten werden, obwohl die technogenen Bestandteile für einen neutralen bis schwach basischen pH-Wert sorgen (Wessolek et al. 2011).

Wird nach Fertigstellung der Verkehrsfläche das Straßenbankett, der Hang und der Graben bzw. die Mulde mit Hilfe von Bodenmaterial hergestellt, verhindert dies ein zu schnelles Perkolieren des Abflusswassers. Das Bodenmaterial wirkt dann als Filter für Schadstoffe, wobei die Retentionsprozesse durch das eintretende Abflusswasser mit der Nutzungsdauer maßgeblich bestimmt und verändert werden. Bei der breitflächigen Versickerung von Straßenoberflächenwasser über bewachsene Bankette, Böschungen, Versickerungsmulden usw. werden die partikulären Stoffe im Straßenabflusswasser durch die verschiedenen Substrate sehr gut filtriert und akkumulieren an der Bodenoberfläche bzw. in den obersten Zentimetern (Dierkes und Geiger 1999), auch wenn die Versickerungsleistung des Bodens gering ist und die vorhandene Korngrößenverteilung das auf den ersten Blick nicht erwarten lässt. Dies zeigt sich sowohl bei Freilanduntersuchungen an realen Straßenbanketten (Lambert und Fuchs 2008, Werkenthin et al. 2017). Sie verändern damit die Bodenart der oberen Bodenzone (Kluge et al. 2014), indem feinkörniges Material den Schadstoffrückhalt erhöht, in dem sich die Schwermetalle aus dem Straßenabfluss an die bereits abgelagerten Partikel auf dem Straßenbankett anhängen (Mikkelsen et al. 1997). Besonders anschaulich ist dies bei den halbtechnischen Bodenfilterversuchen von Kasting und Grotehusmann (2007), wo im Vergleich unterschiedlicher Substrate nach 14 Tagen Beschickung Sand die beste Rückhalteleistung aufwies. Das bei dieser Filtration aufwachsende Sediment hat selbst eine nachweisliche Reinigungsleistung für gelöste Schadstoffe aus dem Straßenabfluss, da das Adsorptionsvermögen vor allem im Vergleich mit sorptionsschwachen natürlichen Böden erhöht ist (Lambert und Fuchs 2008, Kocher et al. 2010b). Dies gilt auch unter winterlichen Verhältnissen bei Tausalzeinfluss, wie an Freilandversuchen feststellbar ist (Kasting und Grotehusmann 2007, Brand et al. 2019).

Da die Schwermetalle vorrangig in den oberen Zentimetern der Bodenpassage zurückgehalten werden, ist mit zunehmender Tiefe eine Abnahme der Schwermetallkonzentration zu beobachten (Turer et al. 2001, Hjortenkrans et al. 2008). Die Verteilung von Schwermetallen im Bodenprofil, die mit dem Sickerwasser infiltrieren, richtet sich einerseits nach der des organischen Materials (Amrhein et al. 1992) und andererseits nach dem pH-Wert im Boden. In der Versickerungsanlage nimmt der Gehalt an organischem Kohlenstoff mit der Bodentiefe ab, was die Adsorptionsleistung des Bodens herabsetzt (Turer und Maynard 2003, Boivin et al. 2008). Das Rückhaltevermögen der Bodenpassage erhöht sich mit der Nutzungsdauer der Straße aufgrund des Partikel- und Calciumeintrags und die damit einhergehende Erhöhung der adsorptionsfähigen Oberfläche und des pH-Wertes. Mit zunehmender Entfernung zum Straßenrand nimmt der Einflussbereich des Abflusswassers ab, was eine Erhöhung des Boden-pH-Werts verhindert. Er gleicht sich mit zunehmendem Abstand von der Straße dem Hintergrundwert der Umgebung an. Dies ist der Grund für höhere Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung aufgrund geringerer Adsorptionsleistung im straßenferneren Boden (Kocher et al. 2005, Werkenthin et al. 2014). Mit zunehmendem Abstand zur Straße gelangen weniger Schadstoffe in den Boden. Dies wird durch niedrigere Stoffgehalte im Boden deutlich (Warren und Birch 1987, Dierkes und Geiger 1999, Kocher et al. 2005, Legret und Pagotto 2006, Hjortenkrans et al. 2008). Mehr als 40% der gesamten Konzentration von Cd, Cu, Ni, Pb und Zn im Straßenbankett liegen in labiler Form vor und können durch Veränderungen der Bodeneigenschaften mobilisiert werden (Hjortenkrans et al. 2008). Auch die Konzentrationen von PAK und MKW nehmen mit der Bodentiefe und der Entfernung zur Straße ab (Dierkes und Geiger 1999). Da die organischen Verbindungen zum überwiegenden Teil als Partikel das Straßenbankett erreichen, ist ein Eindringen in tiefer Bodenschichten eher unwahrscheinlich, was die Gefahr einer Belastung des Grundwassers stark verringert.

Mikkelsen et al. (1996) gehen davon aus, dass die Auswaschung von Schwermetallen und PAK aus dem Boden und damit auch die Belastung für das Grundwasser begrenzt ist, solange sich der

pH-Wert des Bodens im neutralen bis schwach basischem Bereich befindet. Dies dürfte sich jedoch mit dem generellen Prozess der Erschöpfung der Adsorptionskapazität durch die Beladung von Schadstoffen im Boden vermutlich überschneiden.

7.3.2 Standortspezifischer Stoffrückhalt und Sickerwasser

7.3.2.1 Schwermetalle

Dierkes und Geiger (1999) erkannten erhebliche Konzentrationsunterschiede zwischen dem direkt gemessenen Straßenabfluss und den Sickerwasserproben aus den eingesetzten Lysimetern am Straßenrand. Die deutlich geringeren Konzentrationen von Zink, Blei, Kupfer und Cadmium im Sickerwasser, verglichen mit dem Straßenabfluss, deuten auf ein hohes Retentionsvermögen des Bodens hin.

Die Schwermetalle verhalten sich bei der Adsorption im Boden unterschiedlich (Hjortenkrans et al. 2008), auch bei gleichem pH-Wert-Niveau. Während von den eingetragenen Konzentrationen von Blei, Zink und Cadmium nur noch ein geringer Anteil (5 – 23 %) in der Bodenlösung verbleiben, ist die Kupferkonzentration weit weniger durch Adsorption reduziert (maximal um 61%) (Dierkes und Geiger 1999). In vorangegangenen Kapiteln wurde dies bereits dargestellt. Neben pH-Wert und organischem Anteil im Boden ist auch die Stoffform der Schwermetalle entscheidend. Beispielsweise fanden Kluge et al. (2014) in 2,5 Meter Bodentiefe, dass einzig Blei in partikulär gebundener Form eine höhere Konzentration als die gelöste Stoffform aufweist. Ein Grund dafür wäre die erhöhte Mobilität von partikulär gebundenem Blei durch Desorptionsprozesse. Für Cadmium konnten Dierkes und Geiger (1999) nur geringe Konzentrationsunterschiede zwischen verschiedenen Bodentiefen messen. Die Autoren sehen daher eine Gefahr für das Grundwasser hinsichtlich der mobilen, Komplexe bildenden Metalle Kupfer, Chrom und Cadmium sowie eine erhebliche Kontamination des Oberbodens durch die Schwermetalle Zink und Blei.

Die Entnahme von Sickerwasser aus Bankettböden ist deutlich aufwendiger als die Fassung des Straßenabflusses. Doch einige Berichte und Veröffentlichungen an mehrjährig betriebenen Messstellen vergleichen unter realistischen Freilandversuchen die Stoffkonzentrationen im Straßenabflusswasser mit denen im Sickerwasser verschiedener Bankettaufbauten (siehe u.a. Tabelle 27). Langjährige Untersuchungen von Nadler und Meißner (2007) zeigen, dass in Abhängigkeit vom Aufbau der Filteranlage nur selten die Stoffkonzentrationen über den GFS-Werten liegen. Dies deutet auf ein gutes Retentionsvermögen der Filteranlagen hin. Im Allgemeinen ist die breitflächige oder gesammelte Versickerung von Straßenabflusswasser über einen bewachsenen Boden eine effektive Form des Stoffrückhalts und eine deutliche Verbesserung der Wasserqualität. In dem zeitlichen Rahmen der zahlreichen Untersuchungen werden zum überwiegenden Teil die GFS-Werte im Sickerwasser eingehalten. Für die Versickerung gesammelten Niederschlagswassers von stark befahrenen Straßen (DTV > 5000 Kfz/24h) ist aber die Beachtung des Standes der Technik Voraussetzung, auch zur Sicherstellung der Verkehrssicherheit.

Tabelle 25 umfasst einige Messwerte von Schwermetallen im Sickerwasser von Bankettböden. Der Vergleich mit der 2. Zeile, Mittelwert Straßenabfluss, zeigt, in welchem Umfang die Schwermetallretention stattfinden kann. Der Stoffrückhalt im Bodenprofil kann dafür sorgen, dass nur noch sehr geringe Stoffkonzentrationen das Grundwasser erreichen. In einer Untersuchung direkt unterhalb des Bodenprofils von 80 cm konnten Piguet et al. (2008) keine Kontamination im Grundwasser nachweisen. Die Autoren erklärten dies jedoch mit der Verdünnung durch das Grundwasser.

Tabelle 25: Stoffkonzentrationen des Sickerwassers im Straßenbankett.

Quelle	Ort	Blei [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Nickel [µg/l]	Chrom [µg/l]	Zink [µg/l]
Kocher et al. (2005)[6]	Autobahn	1,6 - 1,7	0,28 - 2,15	12,3 - 26,0	6,27 - 8,16	1,94 - 3,68	47 - 200
Dierkes und Geiger (1999)	Autobahn	≤ 11	< 0,4	31 - 50			44 - 274
Werkenthin et al. (2014)[7]	Autobahn	2	0,1	40	3	4,5	25
Werkenthin et al. (2014)[8]	Bundesstraße	0,58	0,8	7,5	1,5	1,3	15
Bäckström et al. (2004)	Straße (mittlere VD); Sommer (maximal)	0,4	0,5	10			20
Bäckström et al. (2004)	Straße (mittlere VD); Winter/Frühjahr	1,2	8	50			350
Bäckström et al. (2004)	Autobahn (hohe VD; Sommer (maximal)	1	0,01	20			5
Bäckström et al. (2004)	Autobahn (hohe VD; Winter/Frühjahr[9]	4	2,0	70			45
Wessolek und Kocher (2011)	Autobahn und Bundesstraße	0,49	0,12	7,95	2,67	1,33	20

Finden sich jedoch Stoffe in nicht unerheblicher Konzentration im Sickerwasser, kann dies verschiedene Ursachen haben. Bei der Untersuchung des Retentionsverhaltens von Bankettboden neben einer viel befahrenen Autobahn deuteten höhere Konzentrationen von Blei, Nickel und Cadmium im Bodenwasser, verglichen mit dem Straßenabwasser, auf Rücklösungsprozesse hin (Werkenthin 2015; S. 79). Auch Nadler und Meißner (2007) konnten einen Stoffaustrag nach vorherigem Stoffrückhalt erkennen. Zu diesem Prozess kommt es möglichweise dann, wenn es durch die Verwendung von Streusalz zum Ionenaustausch kommt. Weit weniger wahrscheinlich ist die Schadstofffreisetzung dann, wenn das Straßenabflusswasser niedrige Schadstoffkonzentrationen aufweist (Bäckström 2003, Bäckström et al. 2004). Denkbar ist auch, dass durch hohe Stoffkonzentrationen in der Bodenmatrix auch die Bodenlösung mit Schadstoffen angereichert werden kann (Kluge et al. 2014). Möglicherweise ist dies ein Hinweis auf eine Erschöpfung der Adsorptionsleistung. Für

[6] Min und Max der Mittelwerte von 4 Standorten, bei N=max. 256

[7] Median; in 50 cm Tiefe und 1 Meter Entfernung von der Verkehrsfläche

[8] Median; in 50 cm Tiefe und 1 Meter Entfernung von der Verkehrsfläche

[9] Stoffkonzentration wird durch Tausalzeinsatz erhöht

das Berechnungsverfahren wird ein Mittelwert für die Autobahn unter Berücksichtigung von Hares und Ward (1999) und Stagge et al. (2012) gebildet (siehe Tabelle 26). Aus den beiden Untersuchungen an Straßen ergibt sich ebenfalls ein Mittelwert für das Berechnungsverfahren.

Tabelle 26: Stoffretention im Straßenbankett [Prozent].

Quelle	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Ort
Werkenthin 2015	-8	28	82	-22	-42	84	Autobahn
Stagge et al. 2012	87		86		72,5	86	Autobahn
Hares and Ward 1999	90	91	93	91	89	87	Autobahn
Barrett et al. 1998			75		83	73	Straße
Hatt et al. 2009			67		80	84	Straße
Dierkes and Geiger 1999	95		61		98	94	Lysimeterversuch mit Straßenboden

Tabelle 27: Stoffrückhalt [%] in straßennahen Versickerungsmulden und durch breitflächige Versickerung am Straßenrand; Quelle: Nadler und Meißner (2007).

Versuchsaufbau	Blei	Cadmium	Kupfer	Zink
Breitflächige Versickerung mit 10 cm Oberboden	88	42,5	48,5	90,5
Muldenversickerung mit 20 cm Oberboden	**89**	**61**	**42,5**	**93**
Muldenversickerung mit 30 cm Oberboden	75	20	65	93

Die Höhe des Stoffrückhalts ergibt sich aus der Differenz von Frachteintrag und –austrag, wobei sich der Frachtaustrag aus dem Produkt der Konzentration im Sickerwasser mit der Sickerwassermenge ergibt (Nadler und Meißner 2007; S. 26). Das Straßenabflusswasser wird auf dem Weg zum Sammelbehälter vorgereinigt, indem es zum einen durch ein Sieb (1mm Maschenweite) strömt und andererseits größere Partikel in der Rinne sedimentieren. Es kommt vor dem Versickerungsprozess zu einem Schwermetallrückhalt von 50 – 80 % Die Rinne wurde regelmäßig gereinigt. Daher bezieht sich der prozentuale Stoffrückhalt vorrangig auf gelöste bzw. sehr kleine Partikel, die im Bodenfilter zurückgehalten werden können.

Die Werte in Tabelle 27 sind Mediane aus den quartalsweise ermittelten Stoffkonzentrationen des Sickerwassers von drei Versuchsaufbauten über einen Zeitraum von max. 5 Jahren. Im Versuchszeitraum kam es zu Rücklösungs- bzw. Auswaschungsprozessen, woraus sich rechnerisch ein negativer Prozentwert ergab (Nadler und Meißner 2007). Die in Tabelle 27 dargestellten Mediane enthalten die negativen Prozentwerte. Daran ist erkennbar, dass vor allem Cadmium anfällig für Rücklösungen und Auswaschungen ist. Ohne die negativen Werte würde Cadmium nicht nur zu 20 %, sondern zu 38 % zurückgehalten werden.

Die fettgedruckten Werte in Tabelle 27 werden in einer Beispielrechnung in Kapitel 8.8.2.2 verwendet.

7.3.2.2 Organische Verbindungen

Anthropogene organische Verbindungen wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) stammen von Fahrzeugen und werden als Partikel ebenfalls mit dem Straßenabfluss in

das Bankett eingetragen (Kapitel 6.2.2.2). Die Partikel werden im Oberboden akkumuliert und erhöhen so den Feinkornanteil. Ähnlich wie Tonminerale binden die organischen Verbindungen Schwermetalle an ihre Oberfläche (Kocher 2008; S. 39). Dadurch erfolgt gleichzeitig die Schadstoffanreicherung und der Stoffrückhalt. Im bewachsenen Versickerungsgraben entlang einer Straße können im Durchschnitt 87 % der eingetragenen PAK zurückgehalten werden. Damit enthält das Sickerwasser in einer Tiefe von 40 cm nur noch 0,06 bis 0,37 µg/l PAK (DiBlasi et al. 2009), was den Geringfügigkeitsschwellenwert des PAK-Summenparameter von 0,2 µg/l teils unterschreitet, teils überschreitet. Aufgrund ihrer Struktur werden die PAK einfach und annähernd vollständig im Boden zurückgehalten. Durch die Bodenpassage reduziert sich die PAK-Konzentration von 144 µg/l auf 2 µg/l, wobei davon 1,5 µg/l Naphthalin und Phenanthren zugeordnet werden (Piguet et al. 2008). Der PAK-Summenparameter in der Liste der GFS-Werte enthält kein Naphthalin, dafür Phenanthren. Bei einem GFS-Wert für PAK von 0,2 µg/l würde selbst abzüglich des Naphthalin-Anteils der Grenzwert nicht eingehalten werden. Für den Summenparameter polychlorierte Biphenyle reduzierte sich die Konzentration durch die Adsorption auf 5 ng/l (Piguet et al. 2008).

7.3.2.3 Eintrag von Tausalz

Als Streusalz wird im Winter hauptsächlich NaCl auf die Straßen aufgebracht. Das sich dann im Sickerwasser in Lösung befindende Cl- wird im Boden nicht zurückgehalten und erreicht daher in großen Mengen das Grundwasser. Im Jahresverlauf lassen sich im Grundwasser die Unterschiede in der Chloridkonzentration zwischen Winter (1094 mg/l) und Sommer (99 mg/l) deutlich erkennen (Norrström 2005). Im Jahresmittel sind die Konzentrationen unauffällig. Es sollte bei stark befahrenen Straßen der Stand der Technik berücksichtigt werden.

7.3.3 Veränderungen der Adsorptionsprozesse durch Tausalzeintrag

Mit dem winterlichen Eintrag von Streusalz (NaCl) gehen kurzfristige pH-Wert-Absenkung in der Bodenlösung, mit einer reduzierten Löslichkeit des organischen Materials und Ausflockungen einher (Norrström 2005). Es verändert sich demnach die Austauschkapazität im Boden. Natriumionen stehen in direkter Konkurrenz zu den an den Bodenteilchen angelagerten Calcium- und Magnesiumionen. Es kommt zum Austausch und Natrium lagert sich an, während Ca- und Mg-Ionen ausgewaschen werden und das organische Material mobil wird. Die Schwermetalle werden zusammen mit dem organischem Material mobilisiert, an dem sie gebunden sind, was ihre Konzentration in der Bodenlösung erhöht (Amrhein et al. 1992, Green et al. 2008a, 2008b). Die Bodenstruktur verändert sich somit, was zu einer generellen Instabilität in der Bodenmatrix führt, gefolgt von der Verringerung des Porenvolumens, des Gasaustauschs und der Wasserleitfähigkeit. Dieser Vorgang wird als Dispergierung bezeichnet und beschreibt die Verlagerung (in diesem Fall von organischer Substanz) von Bodenteilchen, nachdem sich Natrium an die Austauscherplätze der Bodenoberfläche gebunden hat und die Stabilität des Bodengefüges zusammenbricht (Schinner und Sonnleitner 1997). Der gleiche Prozess kann auch in Retentionsanlagen beobachtet werden. Das austretende Wasser zeigt erhöhte Schwermetallkonzentrationen in Perioden mit Streusalzeinsatz. Dies betrifft hauptsächlich Cadmium, Nickel, Blei und Kupfer (Tromp et al. 2012). Vor allem adsorbiertes Blei ist in partikulärer Form besonders anfällig für Desorptionsprozesse durch winterliches Streusalz. Durch die Konkurrenz mit Chlorid um negativ geladene Austauscherplätze wird Blei mobilisiert, was zu einer Grundwasserbelastung führen kann (Norrström 2005). Langfristig jedoch erfolgen ein pH-Wert-Anstieg, eine Erhöhung der Löslichkeit und der Mineralisierung des organischen Materials. Einige Metalle neigen dazu mit Chlorid Chlorokomplexe zu bilden, was in der Reihenfolge $Zn^{2+} < Pb^{2+} < Cd^{2+} < Hg^{2+}$ zu beobachten ist. Damit geht die Abnahme der Adsorption der Metalle einher und ihre Mobilität im Boden nimmt zu (Alloway 1999; S. 165). Die

hohen Abflussmengen von den Verkehrsflächen fördern die Dispergierung, da sich an die Natriumionen Wassermoleküle anlagern.

7.4 Versickerungsanlagen an Parkplatzflächen

Die Entwässerung großer Parkplatzflächen mit einer vollständig versiegelten oder durchlässigen Oberfläche erfolgt ebenfalls über Versickerungsanlagen. Dabei können in Versickerungsmulden die Konzentrationen von Kupfer zu 23-94%, Blei zu 59-93% und Zink zu 46-89% reduziert werden (Rushton 2001). Glass und Bissouma (2005) erfassten Retentionsraten in ähnlichem Umfang von 71%, 80%, 75%, 70% und 42% für Blei, Zink, Kupfer, Cadmium und Chrom. Li und Davis (2008) fanden in einer Bioretentionsanlage (Konstruiert aus Sand, Oberboden und Mulch) ähnliche Adsorptionskapazitäten für Blei (77%) und Zink (83%).

Alternativ zum Bodenfilter werden bei Parkplatzflächen direkt unter der Versiegelungsfläche Filtersysteme eingebaut, durch die das Abflusswasser fließt, bevor es in den Boden versickert. Wie in Tabelle 28 dargestellt, konnten mit Hilfe einer Kombination von Ölabscheider, Geotextil und Kiesfilter, im Durchschnitt die GFS-Werte mit Ausnahme von Kupfer eingehalten werden, jedoch überschritten die Maximalwerte während der Messkampagne die Grenzwerte für die Schwermetalle Pb, Zn, Cr, Ni, Cd und Cu sowie den Summenparameter für Kohlenwasserstoffe (Newman et al. 2013).

Tabelle 28: Stoffreduzierung im Abflusswasser durch Reinigungssysteme an einem Parkplatz; Quelle: Newman et al. (2013).

Stoffe in µg/l	Vor dem Reinigungssystem	Nach dem Reinigungssystem[10]
Pb	1180	1,1
Zn	7000	48,6
Cr	190	< 0,3
Ni	1800	2,5
Cd	12	< 0,2
Cu	1100	17,5
Summe Kohlenwasserstoffe	30000	0,18

7.5 Vorbelastung des Bodens

In Blume (2004) sind die relevanten Stoffgruppen und verschiedenen Pfade der Kontamination von Böden beschrieben. Besonders die Anreicherung von potenziell toxischen Metallen im Boden spielt eine wichtige Rolle, da dies sowohl Auswirkungen auf das Grundwasser als auch auf Pflanzen und deren Verzehr durch Tiere oder Menschen hat. Zu berücksichtigen ist daher die anthropogene Vorbelastung des Bodens, über den die Niederschlagswasserversickerung erfolgt bzw. erfolgen soll. In der Vergangenheit haben Produkte von industriellen Prozessen, Kohlekraftwerken, privaten Ofenanlagen, Verbrennungsmotoren und anderen anthropogenen Aktivitäten zu einer massiven Anreicherung von Schwermetallen, organischen Verbindungen, Pestiziden usw. in den Böden durch trockene und nasse Deposition geführt. Nriagu und Pacyna (1988), Birke und Rauch (2000) und Albanese und Cicchella (2012) weisen darauf hin, dass urbane Böden durch die Schadstoffdeposition im Zuge der Industrialisierung eine erhebliche

[10] Höchster Wert aus den drei Mittelwerten der beprobten Standorte.

Umweltbelastung erfahren haben, die nach wie vor besteht, da die Stoffe über eine hohe Persistenz im Boden verfügen. Mit einer statistischen Auswertung von Boden- und Gesundheitsdatenbanken zeigten Morrison et al. (2014) eine räumliche Verteilung und eine hohe Persistenz von Schwermetallen im Boden, die industriellen Ursprungs von vor mehreren Jahrzehnten sind und sowohl eine Umweltverschmutzung als auch eine Gesundheitsgefahr für Menschen darstellen. Welche Schwermetalle sich im Boden über die Zeit akkumulieren konnten, ist stark von der Nutzung der Umgebung abhängig. Zum Beispiel reicherte sich Blei vorrangig neben dicht befahrenen Straßen an, für Zink, Kupfer und Cadmium sind industrielle Aktivitäten die gemeinsame Quelle (Kelly et al. 1996). Die Industrialisierung und die Urbanisierung haben dafür gesorgt, dass sich Stadtböden von noch weitestgehend natürlichen Böden stark unterscheiden. Aufgrund ihrer chemischen Veränderung durch jahrzehntelange menschliche Aktivitäten, in zu meist erheblichen Umfang, sind sie deutlich komplexer und komplizierter in ihren Funktionen (Albanese und Cicchella 2012). Eine mögliche Vorbelastung des Bodens durch frühere industrielle Aktivitäten sollte berücksichtigt werden, bevor eine Versickerungsanlage angelegt wird.

7.6 Maßnahmen zur langfristigen Vermeidung einer Grundwassergefahr

Winiarski et al. (2006) und Dierkes und Geiger (1999) diskutieren die Praxis der Abtragung von kontaminiertem Boden von Versickerungsanlagen und geben zu bedenken, dass somit große Mengen verunreinigten Bodens entfernt und entsprechend entsorgt oder aufbereitet werden müssten, um den Schutz des Grundwassers dauerhaft zu gewährleisten. Da durchaus die Möglichkeit einer Stoffverlagerung in Richtung des Grundwassers besteht, wären vor allem heterogene Stadtböden davon betroffen, deren Sorptionskapazitäten mit der Tiefe abnehmen (Tedoldi et al. 2017b). Aufgrund der hohen Bodenkontamination durch versickerndes Abflusswasser wird die Entfernung des Oberbodens z.B. nach 2 bis 4 Jahren empfohlen (Zimmermann et al. 2005, Hatt et al. 2008, Li und Davis 2008, DiBlasi et al. 2009), im Falle hoher Bleiakkumulation im Oberboden sehen Li und Davis (2008) sogar eine Notwendigkeit, die obere Bodenschicht zu entfernen. Um der Schadstoffanreicherung bereits vor der Versickerung entgegenzuwirken, empfehlen Pitt et al. (1999) eine Vorreinigung des Abflusswassers z. B. in Form einer Sedimentsickergrube oder eines Speicherbeckens. Boller und Häflinger (1996) empfehlen den Verzicht von Kupfer- und Zinkblechen für Dächer und Ablaufinstallationen.

Die obersten Zentimeter des Straßenbanketts entlang von Verkehrswegen werden bei starker Belastung aufgrund hohen Verkehrsaufkommen nach Bedarf entfernt (Werkenthin et al. 2014). Entweder wird das Material innerhalb von Straßenbauwerken verwendet, entsorgt oder aufbereitet und verwertet (Dahmen et al. 2010).

Zu berücksichtigen ist der Unterschied zwischen einer Überschreitung von Grenzwerten im Boden durch die Schwermetallanreicherung und die Funktionstüchtigkeit der Versickerungsanlage als Filtermedium. Die Adsorptionsleistung liegt dabei weit über den zeitlichen Angaben zur Entfernung des Oberbodens aus Gründen der einzuhaltenden Vorsorgewerte im Boden. In der Literatur gibt es Angaben zur Adsorptionsleistung von mindestens 10 Jahren für Straßenbegleitstreifen (Lucke und Nichols 2015). Konkrete Angaben zur Standzeit einer Versickerungsanlage sind nicht bekannt.

Aus welcher Quelle Pestizide und andere organische Verbindungen auch immer stammen, der Rückhalt ist besonders dann effektiv, wenn das Abflusswasser nach einer Vorreinigung (Sedimentation) über eine oberirdische Versickerungsanlage infiltriert wird (Pitt et al. 1999). So wird das Grundwasser auch vor den Pestiziden und organischen Verbindungen geschützt, die eine hohe Mobilität aufweisen.

7.7 Schlussfolgerung

Stoffrückhalteprozesse im Boden und in Versickerungsanlagen sind wegen der jeweiligen bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften komplex und insbesondere unter den speziellen Bedingungen von Versickerungsanlagen durch zeitliche Veränderungen gekennzeichnet. Hinzu kommen eine große Spannweite der Schadstoffkonzentrationen und die besondere hydraulische Situation von erhöhten Sickerwassermengen.

Aus diesem Grund gestaltet sich vor allem für das Straßenbankett eine Berechnung des Adsorptionsvermögens sehr schwierig, da es sich beim Prozess des Stoffrückhalts im Straßenbankett, wie auch in sämtlichen anderen Versickerungsanlagen, um einen dynamischen Prozess handelt. Zudem ist davon auszugehen, dass bei jedem Niederschlagsereignis mit einer anderen Stoffkonzentration im Abflusswasser zu rechnen ist.

Bei der Versickerung über eine Bodenpassage mit bewachsenem Oberboden handelt es sich um eine gezielt angelegte Versickerungsanlage, die aus konditioniertem Bodenmaterial besteht. Auch die Bodenpassage erfüllt die gewünschte Retentionsfunktion durch die Eigenschaften eines Oberbodens. Mit dieser technischen Anlage steht der vorsorgende Grundwasserschutz im Vordergrund.

Bei der Betrachtung der Bodenzone, über die Abflusswasser von befestigten Oberflächen versickert wird, sind Retentions- und Remobilisierungsprozesse zu berücksichtigen, die die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser bestimmen. Die folgenden Punkte fassen die vielfältigen Prozesse in der Bodenpassage zusammen:

1. Der Oberboden fungiert als effektiver Filter zum Schutz des Grundwassers.
2. Durch das Retentionsvermögen des bewachsenen Oberbodens akkumulieren große Mengen Schadstoffe, die im Abflusswasser mitgeführt wurden. Dies führt zur Stoffanreicherung in der Versickerungsanlage.
3. Bei Versickerungsanlagen mit Einlassstelle für das Abflusswasser wird oft nur ein Teil der Anlage stärker belastet und damit die Stoffanreicherung lokal begrenzt.
4. Mit wachsendem Abstand zur Schadstoffquelle (Einlass Versickerungsanlage bzw. Straßenrand) und mit zunehmender Tiefe des Bodens nimmt die Stoffanreicherung ab.
5. Solange die Schadstoffe im Oberboden fest adsorbiert sind, bei neutralen bis schwach basischem Boden-pH, ist eine nachteilige Veränderung des Grundwassers nicht zu befürchten.
6. Sollte es zu Stoffverlagerungen in die Tiefe durch erschöpfende Adsorptionskapazitäten des Bodens oder Desorptionsprozesse kommen, erhöht sich das Risiko einer Grundwasserbelastung.

Das Risiko einer nachteiligen Veränderung für das Grundwasser besteht, wenn über das Abflusswasser von Dach- und Straßenflächen Schadstoffe in tiefere Bodenzonen gelangen:

1. Erhöht sich die Sickerwasserrate, verringert sich der Rückhalt von Schadstoffen im Boden. Dies kann geschehen durch:
   - Bevorzugte Fließwege, entstanden durch Auswaschung.
   - Bodenschichten mit grobkörnigem Material (auch im Oberboden und in größerer Entfernung vom Straßenrand).
   - Starkregenereignisse.
2. Verringerte Adsorption von Schwermetallen bei niedrigen pH-Werten, die vorliegen, wenn:

- Spritzwasser von Verkehrswegen im Boden in weiterer Entfernung vom Straßenrand versickert,
- Sickerwasser mit Schwermetallen in tiefere Bodenschichten gelangt,
- Im Winter NaCl im Boden die Ionenstärke verändert.

3. Desorption von Schadstoffen, was auftritt wenn:
   - Natriumionen Schwermetalle von den Austauscherplätzen der Oberflächen von Bodenteilchen verdrängen.
4. Verlagerung adsorbierter Schadstoffe, was auftritt, wenn:
   - Organisches Material dispergiert und angelagerte Schwermetalle mit verlagert,
   - Die Adsorptionskapazität im Oberboden erschöpft ist.

Hauptsächlich muss bei dauerhafter Nutzung von Versickerungsanlagen mit einer Schwermetallverlagerung aufgrund von erschöpften Adsorptionskapazitäten gerechnet werden, wenn das Bodenmaterial zu spät oder gar nicht ausgetauscht wird.

Da die potenziellen Gefährdungspfade im Straßenbankett weitaus vielfältiger sind, besteht für das Grundwasser zwar theoretisch ein deutlich größeres Risiko einer Kontamination durch das Straßenabflusswasser, jedoch wird das Gefahrenpotenzial durch strengere Vorgaben beim Bau und Möglichkeiten der Beräumungen des Banketts stark eingegrenzt. Zudem liegen die Schadstoffe im Straßenabflusswasser hautsächlich als Partikel vor, die mechanisch an den Bodenteilchen zurückgehalten werden. Es erreicht nur noch ein kleiner Teil der Schadstoffe, in gelöster Form, die Bodenzone.

Stets ist zu berücksichtigen, dass viele Untersuchungen eine Momentaufnahme zeigen. Oft sind langjährige Untersuchungen an dem gleichen Standort nicht möglich. Außerdem ist die Entwicklung der Stoffimmissionen über die Zeit zu berücksichtigen. Das populärste Beispiel ist dabei das Verbot von Blei in Benzin und der darauf zurückzuführende Rückgang des Bleieintrags, was sich jedoch erst deutlich später anhand von Feststoffgehalten nachvollziehen lässt.

Auch wenn die Prüfwerte der Bundesbodenschutzverordnung (Kocher et al. 2005) und die Trinkwassergrenzwerte (Dierkes und Geiger 1999) in der Bodenlösung eingehalten werden, muss aufgrund deutlich niedrigerer Geringfügigkeitsschwellen von einer Belastung der Bodenlösung gesprochen und eine Kontamination des Grundwassers in Betracht gezogen werden.

Die Ausführungen zur spezifischen Adsorption von vor allem Schwermetallen zeigen die Komplexität dieser Thematik. Die Einbeziehung der Retentions- und Freisetzungsprozesse im Boden bzw. Bodenmaterials, vor allem im Hinblick auf den Tausalzeinsatz auf Straßen, ist für die Bewertung, ob dem vorsorgenden Grundwasserschutz bei der Niederschlagswasserversickerung über eine Versickerungsanlage angemessen Rechnung getragen wird, von entscheidender Bedeutung.

8 Kriterien für den Umgang im wasserrechtlichen Vollzug

Für die Anwendung im wasserrechtlichen Vollzug gilt, dass nur dann keine nachteilige Veränderung des Grundwassers zu besorgen ist, wenn das zuströmende Sickerwasser die Geringfügigkeitsschwelle nicht überschreitet. Aus diesem Grundsatz ergibt sich, dass spätestens am Übergang von der ungesättigten in die gesättigte Bodenzone das ankommende Sickerwasser die GFS-Werte unterschreiten muss. Die Bewertung, ob mit einer Überschreitung der GFS-Werte zu rechnen ist, erfolgt entlang des Pfades, den das Wasser nimmt. Dieses schrittweise Vorgehen erleichtert den wasserrechtlichen Vollzug, indem bereits frühzeitig eine schädliche Verunreinigung ausgeschlossen und der Aufwand des Verfahrens reduziert werden kann.

Zuerst wird das Berechnungsverfahren für den Dachabfluss beschrieben. Da beim Dachabflusswasser von Metallflächen hohe Stoffkonzentrationen zu erwarten sind, wird sich die Beurteilung der Verschmutzung am Anteil der Metallflächen an der Gesamtdachfläche orientieren. Das Berechnungsverfahren liegt allen nachfolgenden Beispielrechnungen zu Grunde.

Es folgt das Berechnungsverfahren für den Straßenabfluss, bei dem durchschnittliche gelöste Jahresfrachten der Schadstoffe verwendet werden. Auch daran schließt sich eine Beispielrechnung an, dessen Ergebnis Werte aus der Literatur gegenübergestellt werden.

Abschließend werden auf Grundlage der Literaturauswertung, dem Berechnungsverfahren und den Beispielrechnungen die Anwendungsgrundsätze formuliert und grafisch in einem Entscheidungsbaum dargestellt.

8.1 Berechnungsverfahren für Dachabflüsse

Das Verfahren zur Beurteilung einer möglichen Belastung gliedert sich in zwei Teile. Zuerst wird die Stoffkonzentration im Dachabfluss (Input) berechnet und im zweiten Schritt folgt die Bewertung des Stoffrückhalts in der Bodenpassage. Die Stoffmenge, die nicht zurückgehalten werden kann, ist als Konzentration im Sickerwasser (Output) mit dem entsprechenden GFS-Wert zu vergleichen.

Im ersten Teil des Berechnungsverfahrens wird die Stoffkonzentration berechnet, die sich im Dachabflusswasser durch den Kontakt von Niederschlag und Dach ergibt. In Tabelle 29 sind die Eingangsparameter für den ersten Berechnungsschritt dargestellt.

Tabelle 29: Eingangsparameter für die Berechnung der Stoffkonzentrationen in Dachabflüssen.

Formelzeichen	Eingangsparameter	Einheit	Eingabe
P	Jahresdurchschnittsniederschlag	$l\ m^{-2}\ a^{-1}$	Individuelle Eingabe
FR	Freisetzungsrate	$g\ m^{-2}\ a^{-1}$	Konstante
l_{Rinne}	Rinnenlänge	m	Individuelle Eingabe
d_{Rinne}	Querschnitt der Rinne	m	Konstante: 0,15 m
Ψ	Abflussbeiwert		Konstante: 0,9
$A_{Dach-NM}$	Nichtmetallische Dachfläche	m^2	Individuelle Eingabe
A_{Dach-M}	Metallische Dachfläche	m^2	Individuelle Eingabe
RF	Retentionsfaktor		Konstante

Die Höhe des Jahresniederschlags, die Flächenangabe für das Dach und die Längenangabe der Rinne sind für jede Einzelfallbetrachtung individuell anzugeben. Bei der Freisetzungsrate, dem Rinnenquerschnitt und dem Abflussbeiwert für Dachflächen handelt es sich um Konstanten, die für jede Rechnung gleich sind. Der Wert des Jahresdurchschnittsniederschlags sollte von der Wetterstation verwendet werden, die die Bedingungen des Betrachtungsortes am besten widerspiegelt. Für alle Kupferflächen wird eine Freisetzungsrate von 1,3 g/m²/a und für verzinkte Materialien eine Freisetzungsrate von 2,1 g/m²/a angenommen. Die beiden Freisetzungsraten entsprechen jeweils dem Mittelwert der Literaturwerte in Tabelle 8 und Tabelle 9. Es werden nur Kupfer und Zink berücksichtigt, da Blei und Cadmium für große Flächen auf dem Dach nicht verwendet werden. Zudem sind Kupfer und Zink die am häufigsten verwendeten Dachmetalle und haben damit eine sehr hohe Relevanz.

Nacheinander werden die Fläche der Rinne (Gleichung 1), die Stofffracht (Gleichung 2) und die Wassermenge vom Dach (Gleichung 3) berechnet, woraus die Stoffkonzentration als Input (Gleichung 4) bestimmt werden kann.

Berechnung der Rinnenflächengröße mit d_{Rinne} = 0,15 m erfolgt über die Formel:

$$A_{Rinne} = l_{Rinne} \times d_{Rinne} \qquad \text{Gleichung 1}$$

Berechnung der Stofffracht:

$$f = (A_{Rinne} + A_{Dach-M}) \times FR \qquad \text{Gleichung 2}$$

Berechnung des Wasservolumens (Jahresdachabfluss), mit einem Abflussbeiwert Ψ von 0,9 (DWA 2007; S. 21):

$$Q_{Dach} = (A_{Dach-NM} + A_{Dach-M}) \times \Psi \times P \qquad \text{Gleichung 3}$$

Berechnung der Stoffkonzentration im Dachabflusswasser:

$$c = \frac{f}{Q_{Dach}} \qquad \text{Gleichung 4}$$

Im Kapitel 8.4.1erfolgt eine Plausibilitätsprüfung des Berechnungsverfahrens mit Messwerten aus der Literatur und eigenen, berechneten Konzentrationen. Dies dient der Überprüfung der Herangehensweise und der Begründung der gewählten Parameter.

Im zweiten Schritt wird der Prozess des Stoffrückhalts in der Versickerungsanlage hinzugefügt. Eine Berechnung des Stoffrückhalts in einer Versickerungsanlage mit unbekannten Eigenschaften ist aufgrund fehlender Eingangsdaten nicht möglich. Es kann lediglich eine grobe Abschätzung des Rückhaltepotenzials vorgenommen werden. Auf Basis der gemessenen Abfluss- und Sickerwasserkonzentrationen von Mason et al. (1999), wird der Stoffrückhalt in der Bodenpassage einer Versickerungsmulde von Cu mit 88,1% und Zn mit 99,2% geschätzt (Ausgangswerte siehe Tabelle 23). Das Rückhaltepotenzial ist abhängig von den Eigenschaften der konkreten Versickerungsanlage. Zudem werden Behandlungsmaßnahmen vor dem Versickerungsprozess in diesem Schritt nicht berücksichtigt.

Das Berechnungsverfahren wird um die Gleichung 5 ergänzt, woraus sich die Stoffkonzentration im Sickerwasser ergibt.

$$c_{SW} = c \times RF \qquad \text{Gleichung 5}$$

Dabei ist c_{SW} die Stoffkonzentration des Sickerwassers und RF der Retentionsfaktor. Für die Abschätzung des Stoffrückhalts kann für Zink ein Retentionsfaktor von 0,01 und für Kupfer von 0,12 entsprechend der oben beschriebenen Retentionsleistung einer Versickerungsmulde, angenommen werden. Verlässliche Aussagen zur zeitlichen Veränderung des Rückhaltepotenzials von Versickerungsanlagen mit unterschiedlichen Filtermaterialien und -eigenschaften sind nur durch entsprechende Experimente zu treffen. Bisher geben nur wenige

Untersuchungen Aufschluss über diese Prozesse, z.B. Kluge et al. (2018). Zudem ist ein umfangreiches F+E-Projekt zur Abwasserbeseitigung im Auftrag des LANUV in Arbeit. Modellierungen zu dieser Fragestellung können aufgrund hoher Komplexität der Wasserbewegung, stofflichen Interaktion, Stofftransporten im Boden und sich über die Zeit verändernden Rückhalteeigenschaften ohne experimentelle Datenerfassung nicht vorgenommen werden. Da auch kein direkter Zusammenhang zwischen Stoffrückhalt und Betriebsdauer der Anlage besteht, sind Angaben aus der Literatur nicht übertragbar. Der Stoffrückhalt in der Bodenpassage wird durch eine Vielzahl von Bedingungen gesteuert, die räumlichen und zeitlichen Schwankungen unterliegen.

In Tabelle 30 sind alle Parameter zusammengefasst, die sich aus dem oben beschriebenen Berechnungsverfahren neu ergeben haben.

Tabelle 30: Parameter, die aus der Berechnung zur Stoffkonzentration im Dachabfluss hervorgehen.

Formelzeichen	Parameter	Einheit
A_{Rinne}	Fläche der Rinne	m^2
f	Stofffracht	$g\ a^{-1}$
Q_{Dach}	Wasservolumen vom Dach	l
c	Stoffkonzentration Dachabfluss	$g\ l^{-1}$
c_{SW}	Stoffkonzentration im Sickerwasser	$g\ l^{-1}$

8.2 Bedachung mit geringem oder ohne Metallanteil

In diesem Kapitel werden die Angaben zu Stofffreisetzungen aus Dächern mit geringem oder keinem Metallanteil dahingehend geprüft, in wie weit die Anwendung des oben beschriebenen Berechnungsverfahrens in diesen Fällen notwendig ist, um die Belastung für das Grundwasser zu bewerten.

8.2.1 Nichtmetallenes Dach und Rinne

Untersuchungen zu Stoffkonzentrationen im Abflusswasser von Ton- und Betonziegeln mit einer nichtmetallischen Dachrinne und ohne Dachrinne deuten auf eine niedrige Schadstofffreisetzung hin. Es liegen für die Anwendung des Berechnungsverfahrens zwar keine Freisetzungsraten aus diesen Dachmaterialien vor, doch anhand der in Tabelle 31 aufgeführten Stoffkonzentrationen wird von einem sehr geringen Stoffaustrag aus den Materialien ausgegangen. Liegt daher diese Kombination von Dach- und Rinnenmaterial vor, sind keine Berechnungen erforderlich.

Tabelle 31: Stoffkonzentration aus nichtmetallischem Dach- und Rinnenmaterial, wie Beton- und Tonziegel bzw. PVC-Rinnen.

Dach	Rinne	Cu in µg/l	Pb in µg/l	Zn in µg/l	Referenz
Betonziegel		8,3	3,2	15,3	Charters et al. (2016)
Betonziegel		< 20	3,5	25	Persson und Kucera (2001)
Betonziegel			50	200	Thomas und Greene (1993)

Dach	Rinne	Cu in µg/l	Pb in µg/l	Zn in µg/l	Referenz
Betonziegel		6,8			Pennington und Webster-Brown (2008)
Betonziegel	PVC	15	5	37	Lee et al. (2012)
Betonziegel	PVC	5		9,7	Zhang et al. (2014)
Betonziegel	PVC	5	4	180	Mendez et al. (2011)
Tonziegel	PVC	12	3	19	Lee et al. (2012)
Tonziegel	PVC	3,6		33	Zhang et al. (2014)

8.2.2 Nichtmetallenes Dach und Metallrinne

Bei der Kombination aus nichtmetallischem Dach (Tonziegel, Schiefer, Betonziegel) und Zink- und Kupferrinne sind zwar Stoffausträge zu erwarten, jedoch erfolgt durch die minimal belastete Dachfläche eine hohe Verdünnung im Abflusswasser, trotz der freigesetzten Stoffe aus der Metallrinne. Tabelle 32 zeigt Messwerte aus der Literatur. Es ist ersichtlich, dass sich durch die Metallrinnen zwar erhebliche Stoffkonzentrationen im Abflusswasser befinden können, diese jedoch überwiegend niedriger sind als von Dächern mit großen abflusswirksamen Metallflächen (siehe die letzten beiden Zeilen in Tabelle 32). Ausschlaggebend ist letztendlich die Retentionsleistung der Bodenpassage bzw. einer Behandlungsmaßnahme, die die Höhe des Stoffrückhalts und damit die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser bestimmt.

Tabelle 32: Literaturangaben zu Stoffkonzentrationen im Abfluss von nichtmetallenen Dächern mit Metallrinnen.

Dach	Rinne	Cd in µg/l	Cu in µg/l	Pb in µg/l	Zn in µg/l	Referenz
Betonziegel	Kupfer		243			Pennington und Webster-Brown 2008
Schiefer	Zink	0,6		1420	2200	Gromaire-Mertz et al. 1999
Schiefer	Zink		10	5,1	447	Gnecco et al. 2005
Tonziegel	Kupfer	0,07	71	13	10	Zobrist et al. 2000
Tonziegel	Zink	0,5		350	3100	Gromaire-Mertz et al. 1999
Polyester	Kupfer	0,1	217	4,9	27	Zobrist et al. 2000
Kupfer			2136			Mittelwert der Konzentrationen in Tabelle 8
Zink					3075	Mittelwert der Konzentrationen in Tabelle 9

8.2.3 Pestizide und organische Verbindungen im Dachabfluss

Über den Dachabfluss werden wenige Pestizide und PAK ausgetragen. Zu erwarten sind lediglich die, die als trockene Deposition auf das Dach gelangen und von da aus mit dem Niederschlagswasser abfließen (Van Metre und Mahler 2003, Mendez et al. 2011). Die Stoffkonzentrationen sind dabei meist sehr gering. Werden Pestizide im Abflusswasser nachgewiesen, stammen diese hauptsächlich aus der Atmosphäre (Bucheli et al. 1998a) oder aus den Bitumenbahnen, die mit Herbiziden (z. B. Mecoprop) versehen sind und als Durchwurzelungsschutz bei Dachbegrünungen fungieren (Bucheli et al. 1998b).

Werden keine Bitumenbahnen zur Bedachung verwendet, wird hinsichtlich des Austrags von Pestiziden und organischen Verbindungen über den Dachabfluss nicht mit einer Belastung des Bodens und des Grundwassers gerechnet.

Ist eine Dachbegrünung für ein Gebäude geplant, kann dies dann als Bagatellfall behandelt werden, wenn keine Materialien verwendet werden, die einen erhöhten Austrag von Schwermetallen und Herbiziden erkennen lassen. Keine signifikante Belastung des Abflusswassers ist zu besorgen, wenn auf den Herbizideinsatz und Metallflächen als Durchwurzelungsschutz verzichtet sowie speziell für Dachbegrünungen geeignetes Pflanzmaterial verwendet wird.

8.3 Beispielrechnungen zu nichtmetallenem Dach mit Metallrinne

Mit Hilfe des entwickelten Berechnungsverfahrens kann anhand von Beispielrechnungen abgeschätzt werden, mit welchen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser ungefähr zu rechnen ist. Dazu wurden die Dachflächen und Rinnenlängen von sieben Beispielgebäuden über Luftbilder geschätzt und die Verwendung einer Kupferrinne bzw. einer Zinkrinne angenommen. Eine Verschmutzung durch die Dachfläche wird ausgeschlossen. Die Stoffkonzentrationen ergeben sich so bei einem Jahresniederschlag von 788 mm, Freisetzungsraten von 1,3 g Cu/m^2/a bzw. 2,1 g Zn/m^2/a, einem Abflussbeiwert von 0,9 sowie einem Rinnenquerschnitt von 0,15 m. Die berechneten Stoffkonzentrationen in Tabelle 33 lassen die hohe Verdünnungswirkung eines Nichtmetalldachs erkennen (Spalte vier und sieben), jedoch auch die Überschreitung der GFS-Werte. Aus diesem Grund und da diese auch gängige und gewünschte Praxis ist, wird die Versickerung über die bewachsene Bodenzone betrachtet. In Tabelle 33 sind die berechneten Kupfer- und Zinkkonzentrationen vor der Bodenpassage denen nach der Bodenpassage bei einem Stoffrückhalt von 88% Cu und 99% Zn gegenübergestellt.

Anhand der Beispielrechnungen wird deutlich, dass unter der oben beschriebenen Kombination aus Dach- und Rinnenmaterial der GFS-Wert von Kupfer im Sickerwasser bei 88% Stoffrückhalt teilweise eingehalten werden kann, der von Zink bei einem Stoffrückhalt von 99% in jedem Beispiel. Die Retentionsleistung der Bodenpassage für Zink und Kupfer muss dauerhaft gegeben sein, damit die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser den GFS-Wert nicht überschreiten. Lässt die Rückhaltekapazität nach, wird ein Überschreiten des GFS-Wertes vor allem bei Kupfer wahrscheinlich. Die berechneten Kupferkonzentrationen in Tabelle 33, die teils über und teils knapp unter dem GFS-Wert von 5,4 µg/l liegen, würden bei einer bereits geringen Abnahme der Rückhaltekapazität auf Werte über dem GFS-Wert ansteigen. Für Zink wird erst eine größere Abnahme des Rückhaltepotentials die Überschreitung des GFS-Werts von 60 µg/l hervorrufen. Da die zeitliche Entwicklung des Rückhaltepotentials für beide Schwermetalle nicht abgeschätzt werden kann und dies auch immer von den jeweiligen Eigenschaften der Versickerungsanlage und dem Abflusswasser abhängig ist, bestehen hinsichtlich des Kupferrückhalts in der Bodenpassage größere Unsicherheiten als beim Zinkrückhalt. Aus diesem Grund kann die Verwendung einer Zinkrinne als Bagatellfall angesehen werden, wobei die Versickerung über

eine Versickerungsmulde mit bewachsenem Oberboden den Zinkrückhalt garantiert. Die Nutzung einer Kupferrinne kann dann als Bagatellfall betrachtet werden, wenn vor der Versickerung eine zusätzliche Behandlung vorgenommen wird. Der bewachsene Oberboden und die zusätzliche Behandlungsanlage (nach Bauart zugelassen) müssen zusammen eine Retentionsleistung von 98 % besitzen. Bei einer für Kupferdächer zugelassenen Behandlungsanlage und einer Versickerungsmulde mit konditionierter Bodenpassage (erforderlicher Ton- und Humusgehalt und neutraler pH-Wert) ist sehr wahrscheinlich, dass der GFS-Wert eingehalten wird.

Tabelle 33: Kupfer- und Zinkkonzentrationen im Dachabflusswasser ausschließlich unter Verwendung einer Kupfer- bzw. Zinkrinne, eigene Berechnung.

Dach-Nr.	Nicht-metall-dach in m²	Metall-rinne in m	Cu-Kon-zentration in µg/l ohne Stoffrück-halt	Cu-Frach-ten in g/a	Verblei-bende Cu-Konzentra-tion in µg/l bei 88% Stoffrück-halt	Zn-Kon-zentration in µg/l ohne Stoffrück-halt	Zn-Fracht in g/a	Verbleibende Zn-Konzen-tration in µg/l bei 99% Stoffrückhalt
1	208	56	74	10,9	8,9	119,6	17,6	1,2
2	147	22	41,2	4,3	4,9	66,5	6,9	0,7
3	580	94	44,6	18,3	5,3	72	29,6	0,7
4	2916	411	38,8	80,1	4,7	62,6	129,5	0,6
5	243	60	67,9	11,7	8,1	109,7	18,9	1,1
6	540	180	91,7	35,1	11	148,1	56,7	1,5
7	913	200	60,2	39	7,2	97,3	63	1,0

Es ist vor allem für Kupfer notwendig, dass der Stoffrückhalt stets ausreichend hoch ist. In Abbildung 4 und Abbildung 5 sind die für drei verschiedene Jahresniederschläge von 500, 788 und 1200 Liter pro Jahr und die aus den sieben Beispieldächern jeweils resultierenden Jahresfrachten (siehe Tabelle 33) erforderlichen Retentionsleistungen der Bodenpassage dargestellt, bei denen der GFS-Wert im Sickerwasser eingehalten werden würde. Dabei wird in Abbildung 4 die geringe Schwankungsbreite der Retentionsleistung hinsichtlich des Kupfers deutlich. Im Vergleich dazu zeigt Abbildung 5 für Zink eine größere Spannweite der erforderlichen Retentionsleistung zur Einhaltung des GFS-Werts. Die Berechnungen erfolgten auf Basis der Beispieldächer in Tabelle 33 (gleiche Reihenfolge).

Die Berechnungen dienen dazu die Größenordnung der Stoffkonzentrationen im Abflusswasser unter Verwendung von Kupfer- bzw. Zinkrinne abzuschätzen. Da es sich anhand der Beispielrechnungen um vermutlich geringe Schadstoffkonzentrationen handelt, genügen diese für die Beurteilung, dass vermutlich keine Belastung für das Grundwasser zu erwarten ist. Die berechneten Stoffkonzentrationen liegen zwar über den GFS-Werten, jedoch wird von einer Versickerung des Abflusswassers über die bewachsene Bodenzone ausgegangen, in der es zu einem umfangreichen Stoffrückhalt kommt. Die Berechnungen mit den Beispielgebäuden stehen stellvertretend für alle Fallkonstellationen mit nichtmetallenen Dächern und Metallrinnen. Aus diesem Grund benötigt es keine weiteren Berechnungen im wasserrechtlichen Vollzug.

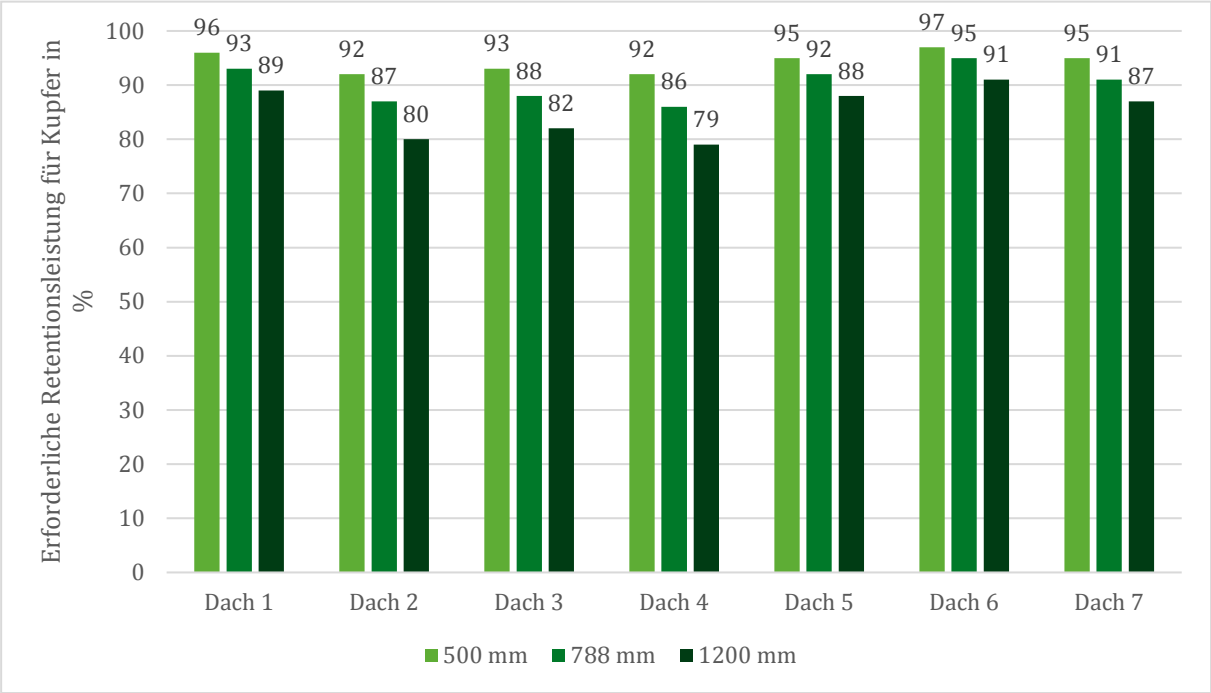

Abbildung 4: Erforderliche Retentionsleistung der Bodenpassage zur Einhaltung des GFS-Werts von Kupfer (5,4 µg/l) bei drei verschiedenen Jahresdurchschnittsniederschlägen und sieben Dachgrößen; eigene Darstellung.

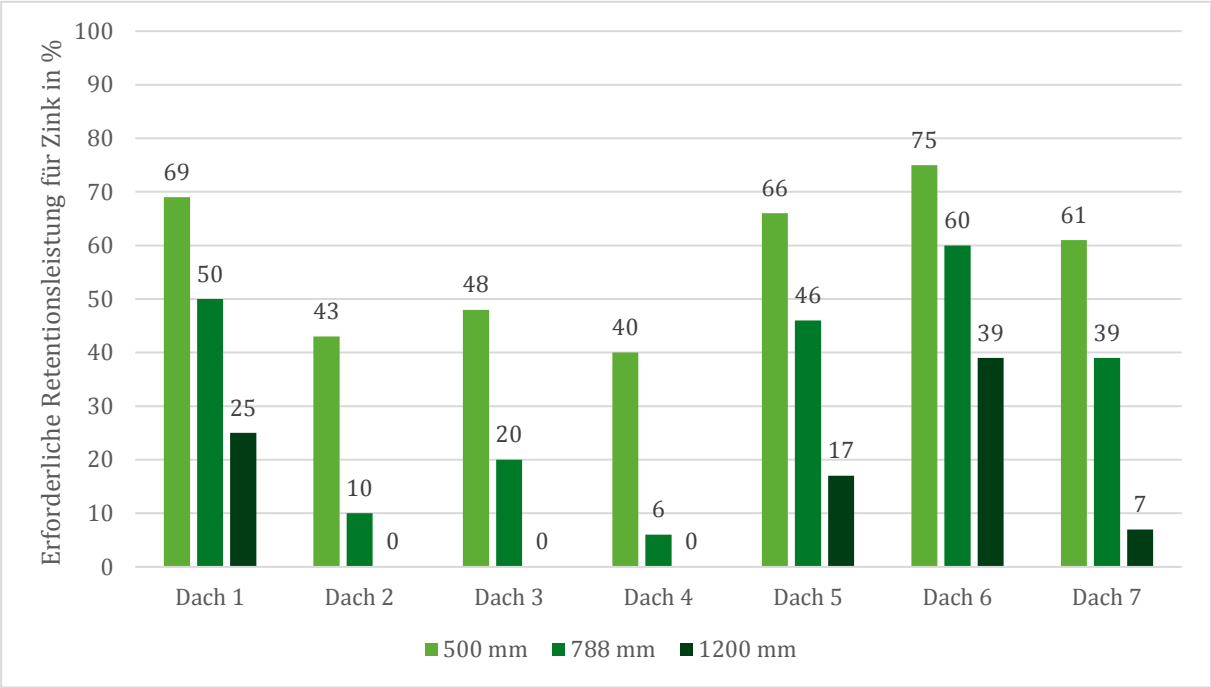

Abbildung 5: Erforderliche Retentionsleistung der Bodenpassage zur Einhaltung des GFS-Werts von Zink (60 µg/l) bei drei verschiedenen Jahresdurchschnittsniederschlägen und sieben Dachgrößen; eigene Darstellung.

8.4 Bedachung mit hohem Metallanteil

Besteht das Dach entweder vollständig aus Metall oder teilweise aus Metall und wird mit anderen Bedachungsmaterialien sowie einer Metallrinne kombiniert, ist eine alleinige

Abschätzung der Belastung für das Grundwasser nicht mehr möglich. Die Höhe des Stoffaustrags hängt von der Größe der Metallfläche und des gesamten Daches, welche die Abflusswassermenge bestimmt, ab und ist demnach für jedes Dach verschieden. Da laut Literatur mit einer erheblichen Schadstoffmenge von Metallflächen im Abflusswasser zu rechnen ist, sind zuverlässige Maßnahmen zum Stoffrückhalt erforderlich. Der Umfang der Behandlung ist von der Höhe der Stoffkonzentration im Abflusswasser abhängig. Die Versickerung über die bewachsene Bodenzone reicht möglicherweise dauerhaft allein nicht aus, da die zeitliche Entwicklung der Retentionsleistung der Versickerungsanlage sehr schwer abzuschätzen ist. Auch dies ist stets unterschiedlich, in Abhängigkeit von der eingetragenen Stoffmenge. Die Stoffkonzentration muss daher berechnet werden, da diese nicht abgeschätzt werden kann. Es ist eine vorgeschaltete technische Behandlung bei sehr hohen Stoffkonzentrationen erforderlich, für die die Retentionsleistung bekannt ist. Die technische Behandlung und die Versickerung sollen zusammen eine Stoffrückhaltekapazität haben, bei der die verbleibende Stoffkonzentration im Sickerwasser die GFS-Werte nicht überschreitet.

8.4.1 Bedachung ausschließlich mit Metallflächen

Die Einhaltung der GFS-Werte im Sickerwasser kann nicht ohne Weiteres über Literaturwerte von Stoffausträgen aus Metallflächen abgeschätzt werden, da sich Abweichungen der relevanten Parameter (Dacheigenschaften und Niederschlag) zu stark auf die Abflussbildung und die Stofffreisetzung auswirken. Erkennbar ist dies an der großen Spanne an Messwerten. In Abbildung 6 verdeutlichen der blaue und der grüne Box-Plot die Verteilung von 45 (Zink) und 144 (Kupfer) Einzelmesswerten aus 11 (Zink) bzw. 15 (Kupfer) Studien. In die Auswertung wurden sowohl Messkampagnen an realen Dächern als auch Experimente mit verschieden großen Metallflächen einbezogen. Außerdem werden in den statistischen Größen die Vielzahl von Eingangsparametern wie Dachneigung, Dachausrichtung, Flächenlänge, pH-Wert des Niederschlagswassers, SO_2-Gehalt der Luft, Niederschlagshöhe, Eigenschaften der Umgebung, First-Flush-Effekt und den Beitrag der atmosphärischen Deposition zur Verschmutzung des Abwassers berücksichtigt. Damit wird eine Vielfalt an möglichen Kombinationen der einflussreichsten Parameter, die für die stoffliche Zusammensetzung des Abflusswassers verantwortlich sind, abgedeckt. Die deutlich größere Spannbreite der Zinkkonzentrationen könnte auf die verschiedenen Zinkprodukte mit ihrer individuellen Freisetzungsrate zurückzuführen sein, die für die Versuche verwendet wurden. Bei Experimenten mit Kupferflächen wurde hauptsächlich reines Kupfer verwendet. Somit besteht hinsichtlich des Materials Kupfer kaum ein Qualitätsunterschied mit Ausnahme des Alterungsprozesses.

Aus Gründen der Praktikabilität können im Berechnungsverfahren nicht alle relevanten Parameter berücksichtigt werden, die laut der zitierten Studienautoren notwendig wären. Aus diesem Grund wurde ein einfaches Berechnungsverfahren entwickelt und getestet. Zur Überprüfung der Plausibilität des Berechnungsverfahrens wurden daher 1470 (Zink) und 945 (Kupfer) Stoffkonzentrationen mit Hilfe von den sieben Beispielgebäuden berechnet (siehe Kapitel 8.3). Dazu wurden folgende Annahmen getroffen und miteinander kombiniert:

1. Sieben Beispieldächer, die entweder komplett aus Zink oder Kupfer bestehen
2. Niederschlagshöhen von 500 bis 1200 mm in 50mm Schritten
3. Freisetzungsraten Zink: 0,1 bis 6,6 g/m² in 0,5er Schritten (Spanne zwischen dem Minimum und dem Maximum der Freisetzungsraten aus der Literatur; siehe Kapitel 6.1.2.1)
4. Freisetzungsraten Kupfer: 0,6 bis 2,2 g/m² in 0,2er Schritten (Spanne zwischen dem Minimum und dem Maximum der Freisetzungsraten aus der Literatur; siehe Kapitel 6.1.2.1)
5. Abflussbeiwert der Dächer von 0,9.

Der gelbe und orange Box-Plot stellen ihrerseits die Verteilung der berechneten Stoffkonzentrationen für die sieben Beispielgebäude dar. Aus der Gegenüberstellung der Box-Plots in Abbildung 6 geht hervor, dass sich trotz weniger Parameter, die für die Berechnungen genutzt wurden, ähnliche Spannweiten und Wertebereiche ergeben. Demnach sind die gewählten Parameter für das Berechnungsverfahren ausreichend, um eine verlässliche Schätzung des Verschmutzungsumfangs im Dachabflusswasser vornehmen zu können.

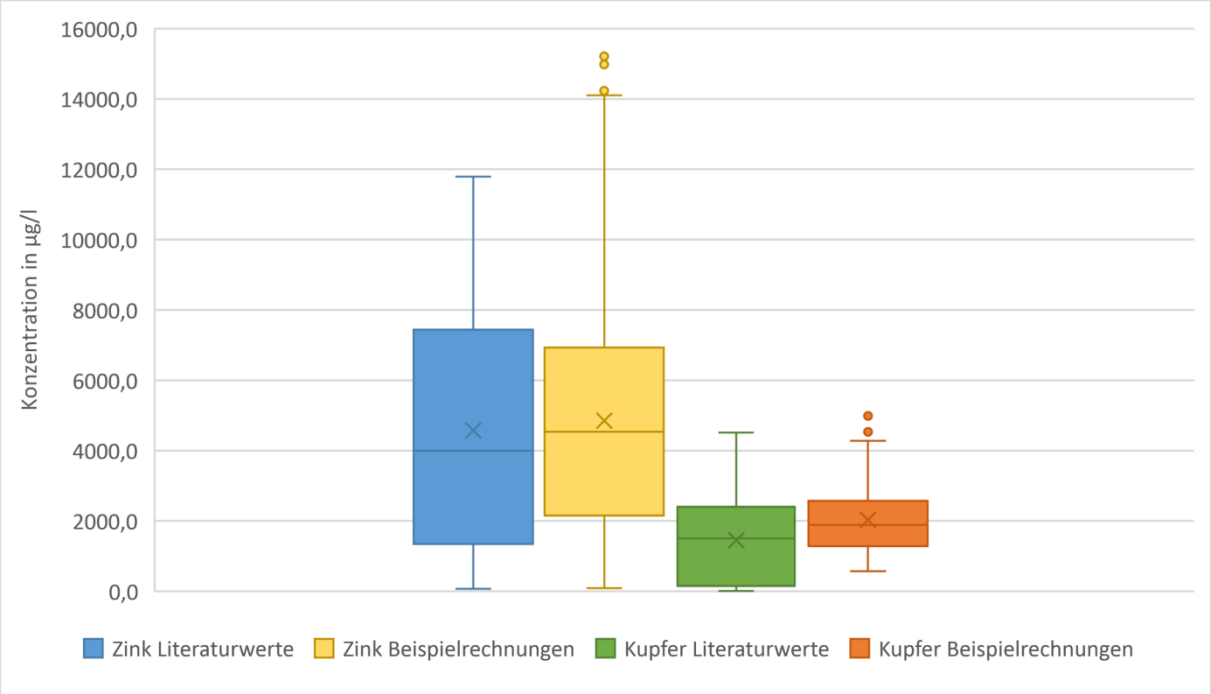

Abbildung 6: Vergleich Stoffkonzentrationen aus der Literatur mit eigenen Beispielrechnungen; eigene Berechnungen und Darstellung.

8.4.2 Kombinierte Bedachung aus Metall und anderen Materialien

Besonders dann, wenn das Dach aus einer Kombination aus metallischen und nichtmetallischen Bedachungsmaterialien besteht, können Literaturwerte zur Bewertung nicht mehr herangezogen werden, da solche Untersuchungen nicht vorliegen. Dieser Umstand macht eine Berechnung des möglichen Stoffaustrags erforderlich. Das Berechnungsverfahren ist so aufgebaut, dass die Größen der Metallfläche und der Nichtmetallfläche separat berücksichtigt werden können, wobei von einer Nichtmetallfläche nur eine vernachlässigbare Verschmutzung erwartet wird.

Die Stoffmenge, die von einem Dach freigesetzt wird, ergibt sich aus der Flächengröße des Metalldachs und der der Dachrinne sowie der Freisetzungsrate. Die Verdünnung durch das auftreffende Niederschlagswasser wird hingegen durch die Größe der gesamten Dachfläche (ohne Rinnenfläche) bestimmt. Da sowohl die Größe der Metallfläche als auch die des gesamten Daches je nach betrachtetem Fall variiert, können keine pauschalen Aussagen über eine Begrenzung der Metallflächengröße getroffen werden. Die beiden folgenden Beispiele verdeutlichen den Sachverhalt:

Folgende Eingangsparameter sind gegeben:

1. Jahresniederschlag: 788 mm
2. Freisetzungsrate: 1,3 g Cu/m^2/a
3. Freisetzungsrate: 2,1 g Zn/m^2/a.

Beispiel 1 mit einer Dachfläche (Nichtmetall) von 158 m^2 und einer Dachfläche (Metall) von 50 m^2:

- Bei einer Zink-Rinne von 8,4 m^2 ergibt dies eine Fracht von 122,6 g/a und eine Zinkkonzentration von 831,4 µg/l.
- Bei einer Kupferrinne von 8,4 m^2 ergibt dies eine Fracht von 68,3 g/a und eine Kupferkonzentration von 469,7 µg/l.

Beispiel 2 mit einer Dachfläche (Nichtmetall) von 2866 m^2 und einer Dachfläche (Metall) von 50 m^2:

- Bei einer Zink-Rinne von 61,65 m^2 ergibt dies eine Zinkfracht von 234,5 g/a und eine Zinkkonzentration von 113,4 µg/l.
- Bei einer Kupfer-Rinne von 61,65 m^2 ergibt dies eine Kupferfracht von 145,1 g/a und eine Kupferkonzentration von 70,2 µg/l.

An den Stoffkonzentrationen der beiden Beispiele wird der Unterschied ersichtlich, der sich durch die verschieden großen Dachflächen bei gleich großer Metallfläche von 50 m^2 ergibt. Entscheidend ist die Größe der nichtmetallischen Dachfläche, da diese den Umfang der Verdünnung bestimmt. Aus diesem Grund ist es erforderlich, eine Berechnung des Stoffaustrags und der Stoffkonzentration unter Berücksichtigung einiger weniger Parameter durchzuführen.

8.5 Beispielrechnungen mit verschieden großem Metalldachanteil

Unter der Annahme einer Freisetzungsrate von 2,1 g Zn/m^2/a bzw. 1,3 g Cu/m^2/a, der Dachflächen- und Rinnengrößen der sieben Beispieldächer in Tabelle 33, drei verschiedenen Jahresniederschlägen, einem Abflussbeiwert von 0,9 und eines variierenden Metalldachanteils wurden mit Hilfe des Berechnungsverfahrens die möglichen Stoffausträge berechnet. Abbildung 7 und Abbildung 8 zeigen die großen Spannweiten an Kupfer- und Zinkausträgen der jeweiligen Parametrisierung. Bei 0 Prozent Metalldachanteil stammen die Stoffausträge nur noch von der aus dem gleichen Material bestehenden Dachrinne. Die große Spannweite der Stoffkonzentrationen zeigt auch, dass eine Berechnung notwendig ist, um die Dimension des Stoffaustrags richtig einschätzen und entsprechende Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers auswählen zu können.

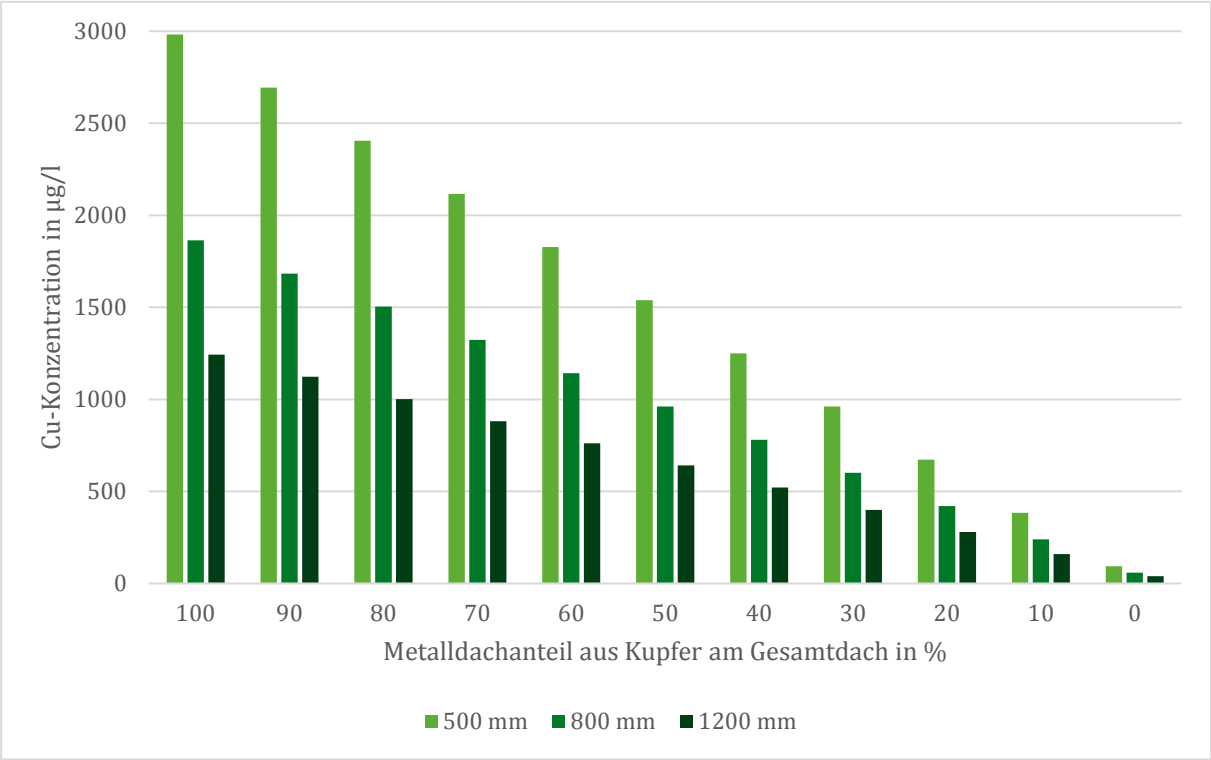

Abbildung 7: Kupferkonzentrationen bei unterschiedlich hohem Metalldachanteil aus Kupfer am Gesamtdach und drei verschiedenen Jahresniederschlägen, eigene Berechnung.

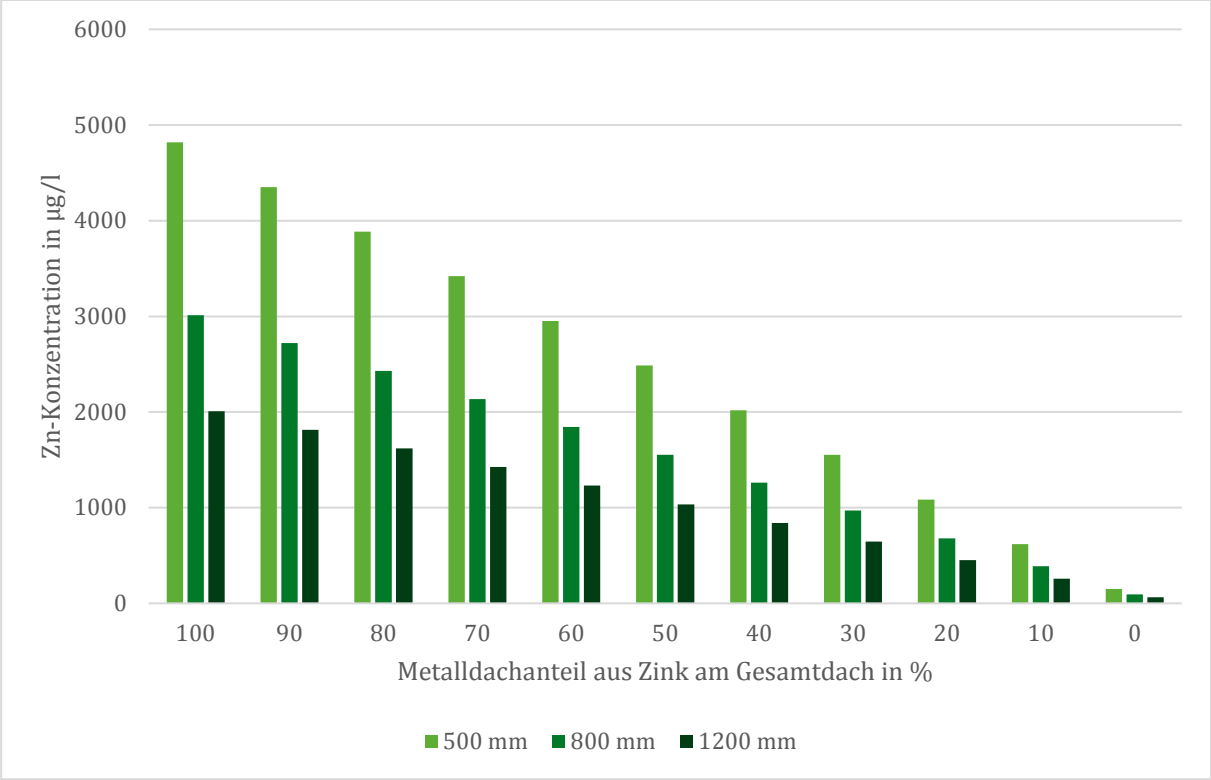

Abbildung 8: Zinkkonzentrationen bei unterschiedlich hohem Metalldachanteil aus Zink am Gesamtdach und drei verschiedene Jahresniederschlägen; eigene Berechnungen.

8.6 Beispielrechnungen mit variierenden Parametern

Das Wasservolumen, in welches die freigesetzte Stoffmenge tatsächlich gelöst wird, ergibt sich aus der Dachflächengröße und dem Jahresniederschlag. Die Einbeziehung der Wassermenge, die auf die Versickerungsanlage (hellblauer Rahmen in der Abbildung 9) fällt, nimmt einen sehr kleinen Anteil an der Gesamtwassermenge ein, in der die Stoffe gelöst sind. Diese Wassermenge kann zwar berücksichtigt werden, hat jedoch eine sehr untergeordnete Bedeutung für die Höhe der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser. Geht die Wassermenge, die auf das restliche Grundstück fällt in die Betrachtung ein, handelt es sich lediglich um eine theoretische, zusätzliche Verdünnung (türkisfarbener Rahmen um den rechten Block in der Mittel in Abbildung 9). Dabei ist unerheblich, ob die Verdunstung des Niederschlagswassers von nichtversiegelten und teilversiegelten Flächen berücksichtigt oder vernachlässigt wird. Das Sickerwasser bewegt sich vertikal im Boden und folglich kommt dieser Teil des Sickerwassers in der Natur nicht mit dem Dachabflusswasser in Berührung, sondern tritt als weitgehend unbelasteter Teil des gesamten Sickerwassers in das Grundwasser ein. Abbildung 9 verdeutlicht die separate Versickerung beider Sickerwässer auf einem Grundstück. Eine Vermischung erfolgt erst im Grundwasserleiter.

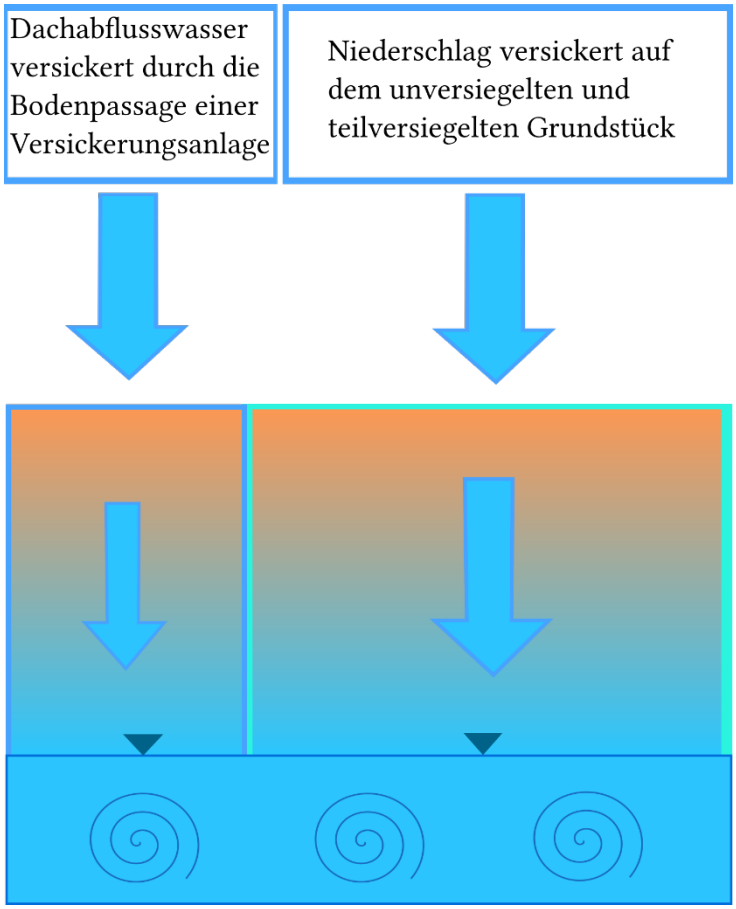

Abbildung 9: Separate Versickerung von Dachabfluss und Niederschlag.

Unter der Annahme einer theoretischen Verdünnung des Dachabflusswassers durch die Wassermenge aus dem Niederschlag (Wasservolumen ohne Verdunstung) oder der Versickerung (Wasservolumen nach Verdunstung) auf dem übrigen Grundstück, kann nicht pauschal von der Einhaltung der Geringfügigkeitsschwellenwerte ausgegangen werden.

Die folgenden Beispielrechnungen mit Dachabflüssen von Metalldächern (100% Metalldach) und von Dächern mit einem Metalldachanteil von 25% zeigen bei unterschiedlichen

Jahresniederschlägen (Minimum, Maximum und Mittel) und jeweils zwei verschiedenen Freisetzungsraten für Kupfer (1,0 g/m²/a und 1,3 g/m²/a (Mittelwert)) und Zink (1,1 g/m²/a und 2,1 g/m²/a (Mittelwert)) große Unterschiede in den Ergebnissen. Jede Säule in Abbildung 10 bis Abbildung 13 ist ein Mittelwert aus den 7 Beispielgebäuden (siehe Tabelle 33).

Unter der Annahme eines 100%igen Metalldachs entspricht die mittlere Dachfläche 792 m² ($A_{Metall} = A_{gesamt}$) und die mittlere Rinnenfläche 21,9 m² (zählt nicht zur abflusswirksamen Fläche). Bei einem 25%igen Metalldach ist die Dachfläche, bei gleicher Rinnenfläche, 198,1 m² und die Fläche des Nichtmetalldachs 594,3 m² (A_{gesamt} = 792,4 m²) (Einzelwerte siehe Tabelle 33), berechnet mit Gleichung 1, 2 und Gleichung 4. Die Gleichung 3 wird, wie in Gleichung 6 dargestellt, durch das Wasservolumen (Grundstücksfläche A_{Grund} multipliziert mit dem Jahresniederschlag P) ergänzt.

$$Q_{Dach} = ((A_{Dach-NM} + A_{Dach-M}) \times \Psi \times P) + A_{Grund} \times P \qquad \text{Gleichung 6}$$

Anhand der Beispiele mit 25%igen und 100%igen Metalldächern und den mittleren Freisetzungsraten wird deutlich, dass zwar die Stoffkonzentration mit der Erhöhung der betrachteten Grundstücksfläche sinkt, die GFS-Werte trotzdem überschritten werden (siehe Abbildung 10 und Abbildung 12), mit Ausnahme der letzten orangenen Säule (zehnfache Grundstücksfläche im Verhältnis zur Dachfläche und 1200 mm Jahresniederschlag) in Abbildung 10. Unter der Annahme, dass die Freisetzungsraten niedriger sind als der berechnete Mittelwert, verringern sich erwartungsgemäß die Stoffkonzentrationen. In Abbildung 11 zeigen vier Säulen, dass bei der Variante mit einem 25%igen Metalldach die GFS-Werte eingehalten würden. Im Vergleich dazu wird bei allen Varianten der GFS-Wert für Kupfer überschritten, wie Abbildung 13 verdeutlicht.

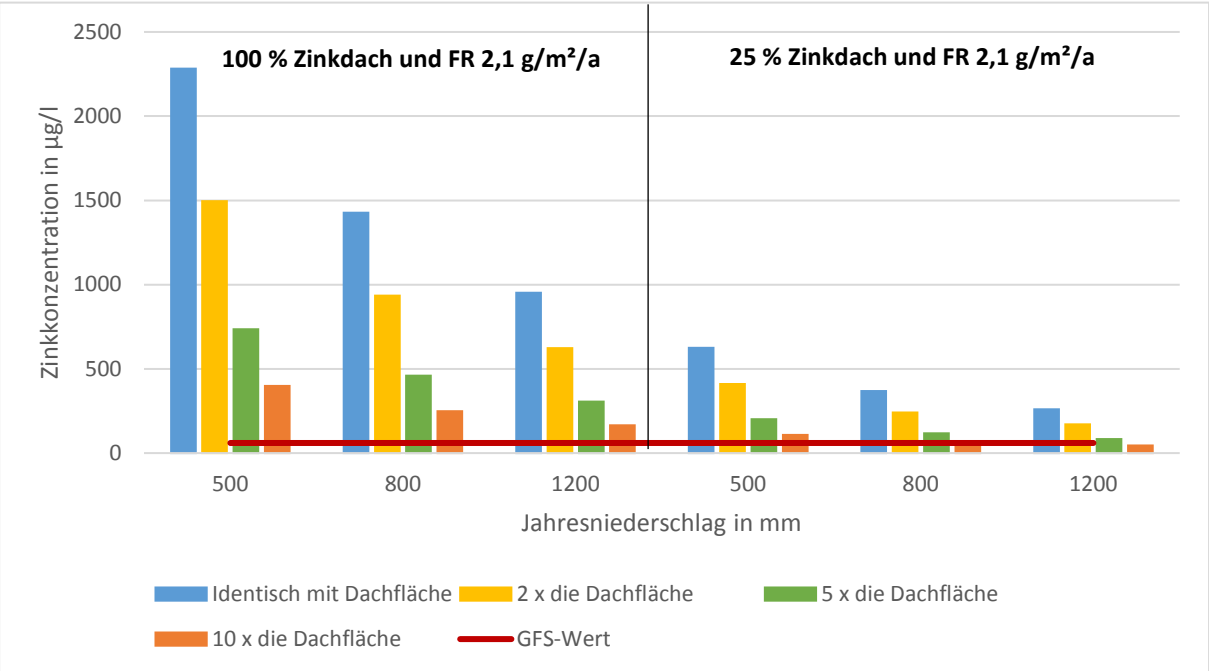

Abbildung 10: Zinkkonzentrationen bei verschieden großen Grundstücksflächen, Jahresniederschlägen, Metalldachanteilen und einer Freisetzungsrate von 2,1 g Zn/m²/a.

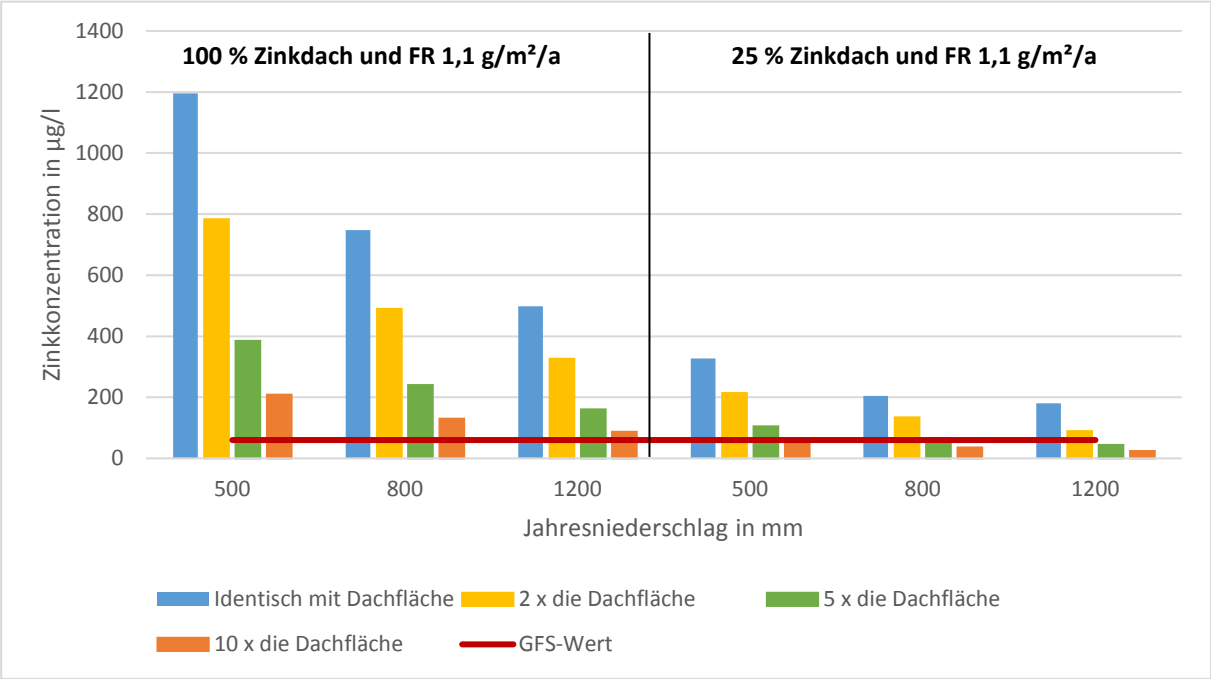

Abbildung 11: Zinkkonzentrationen bei verschieden großen Grundstücken, Jahresniederschlägen, Metalldachanteilen und einer Freisetzungsrate von 1,1 g Zn/m²/a.

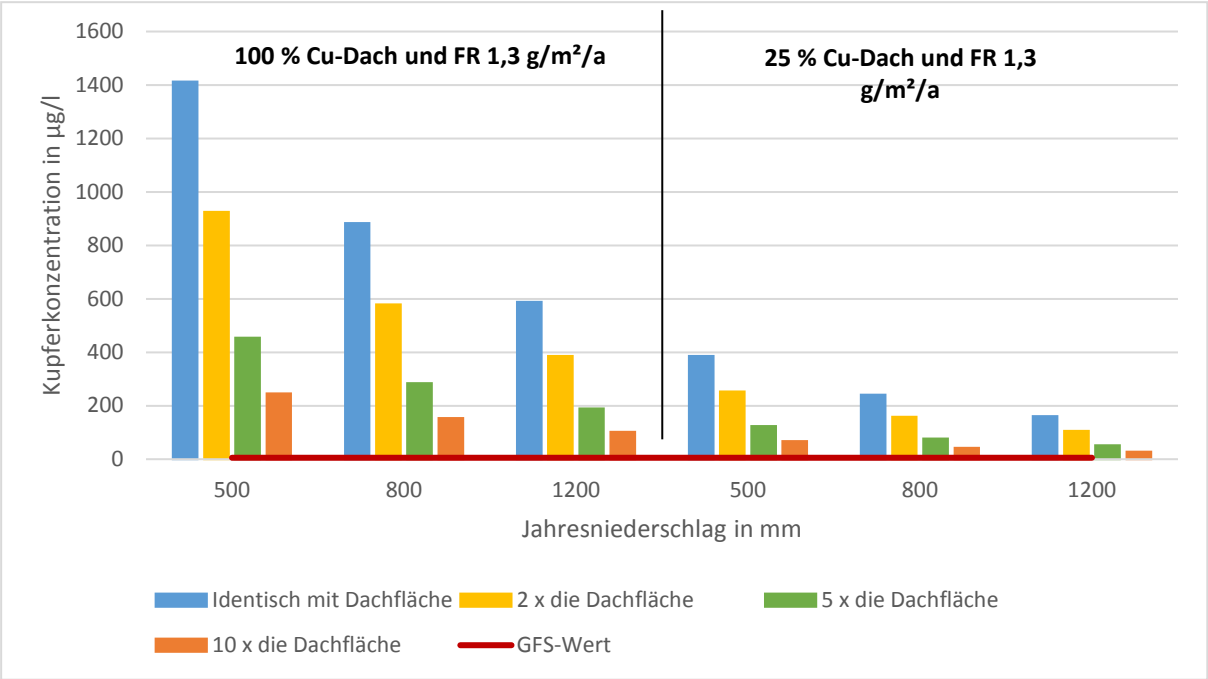

Abbildung 12: Kupferkonzentrationen bei verschieden großen Grundstücksflächen, Jahresniederschlägen, Metalldachanteilen und einer Freisetzungsrate von 1,3 g Cu/m²/a.

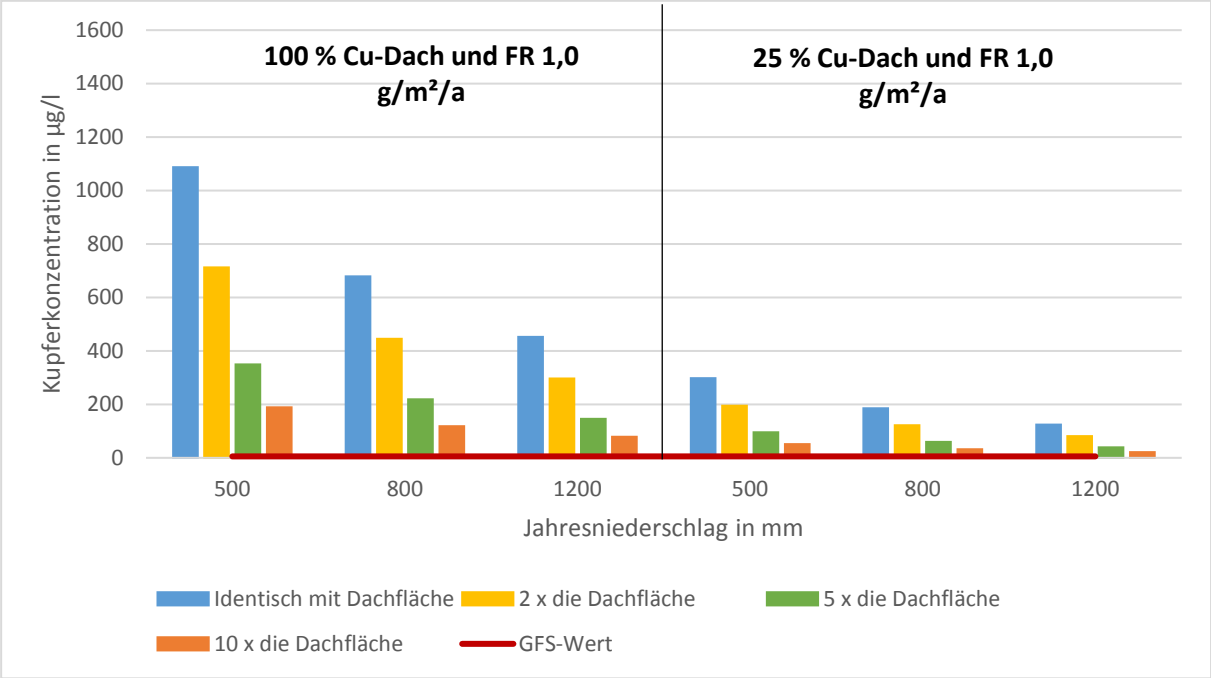

Abbildung 13: Kupferkonzentrationen bei verschieden großen Grundstücksflächen, Jahresniederschlägen, Metalldachanteilen und einer Freisetzungsrate von 1,0 g Cu/m²/a.

In Tabelle 34 sind nochmals zwei Varianten gegenübergestellt. Die Zinkkonzentrationen in Tabelle 34 zeigen die theoretischen Verdünnungseffekte, die sich durch die Einbeziehung der Grundstücksfläche (gemeint ist die unversiegelte Fläche, auf der das Haus nicht steht) ergeben. Wie schon in den vorangegangenen Beispielen auch, zeigen die Ergebnisse in Tabelle 34, dass eine große Grundstücksfläche bei kleinem Metallflächenanteil erforderlich ist, um den GFS-Wert rechnerisch nicht zu überschreiten. Die tatsächliche Konzentration im Dachabfluss, die versickert, liegt um ein Vielfaches höher. Es ist notwendig die tatsächliche Stoffkonzentration zu berechnen, da diese entscheidend ist für die Wahl der erforderlichen Behandlungsmaßnahme. Zum Beispiel könnte bei einer theoretisch niedrigen Stoffkonzentration (z.B. 34,1 µg/l in Tabelle 34, letzte Zeile und Spalte) das Wasser direkt in ein Oberflächengewässer eingeleitet oder über einen Schacht in den Unterboden ohne großes Retentionsvermögen versickert werden können, da er weit unter dem GFS-Wert für Zink liegt. Tatsächlich versickert jedoch 412,5 µg Zink/l (in Tabelle 34, letzte Spalte erster Wert), was weit über dem GFS-Wert liegt. Dies würde eine Behandlung des Abflusswassers erforderlich machen.

Tabelle 34: Beispielrechnungen mit unterschiedlich großen Grundstücken und Metallflächen an der Gesamtfläche, eigene Berechnungen.

750 mm; 2,1 g Zn/m²; Mittelwert der 7 Gebäude	Zinkkonzentration in µg/l bei 25 % Zinkdachfläche	Zinkkonzentration in µg/l bei 10 % Zinkdachfläche
Ohne zusätzliches Grundstück	879,2	412,5
Grundstück 1 x die Dachfläche	416,5	195,4
Grundstück 2 x die Dachfläche	272,9	128,0
Grundstück 5 x die Dachfläche	134,1	62,9
Grundstück 10 x die Dachfläche	72,6	34,1

Die Gegenüberstellung der GFS-Werte mit den oben berechneten Stoffkonzentrationen erfolgte bisher ohne die Berücksichtigung des Stoffrückhalts im Boden. Da ein hoher Stoffrückhalt in der Versickerungsanlage mit Bodenpassage zu erwarten ist, wird dies im nächsten Schritt in die Betrachtung einbezogen, wobei auf das Wasservolumen der unversiegelten Fläche verzichtet wird. Der Stoffrückhalt in der Bodenpassage wird als weitaus bedeutender in seiner Wirkung angesehen, als die Niederschlagsmenge der unversiegelten Grundstücksfläche. Da ohnehin die Versickerung des Dachabflusses über eine Versickerungsanlage mit sorptionsstarker Bodenpassage erfolgt und es sich zudem um eine rein theoretische Verdünnung des Dachabflusswassers durch das Niederschlagswasser auf der unversiegelten Grundstücksfläche handelt, wird dieses Wasservolumen in der Berechnung nicht berücksichtigt. Hinzu kommt, dass der Anwendungsbereich der Geringfügigkeitsschwellen nur punktuelle Schadstoffeinträge umfasst (LAWA 2016).

8.7 Bedeutung der Bodenpassage für den Stoffrückhalt

Da hohe Stoffausträge im Abflusswasser von metallischen Dächern erwartet werden und die oben berechneten Beispiele dies auch zeigen, ist die Versickerung über die Bodenpassage oder anderes Filtermaterial in einer technischen Anlage erforderlich. Es wird häufig angenommen, dass bei einer Versickerung über den bewachsenen Oberboden die Retentionsleistung ausreichend hoch ist, um das Grundwasser vor einer Verunreinigung dauerhaft zu schützen. Doch in Abhängigkeit der Stofffracht ist die Aufnahmekapazität der Bodenpassage zeitlich begrenzt. Bei der Abschätzung der Standzeit einer Versickerungsanlage sind mehrere Punkte zu beachten:

1. Individuelle Stofffracht: In Abhängigkeit vom Umfang der verwendeten Dachmaterialien können pro Jahr unterschiedlich hohe Stoffmengen den Bodenfilter befrachten. Möglicherweise wäre ein festgeschriebener Beprobungsturnus in einem Fall zu lang und im anderen Fall zu kurz. Dies variiert je nach Anteil und Größe der Metallfläche am Gesamtdach.
2. Individuelle stoffliche Zusammensetzung des Abflusswassers: Da im Dachabflusswasser nicht nur ein Stoff gelöst ist, sondern ein unbekannter Mix vorliegt, wird von einem konkurrierenden Sorptionsverhalten im Boden ausgegangen. Die sonst üblichen Adsorptionsisotherme können nicht mehr verwendet werden, da sie nur einen gelösten Stoff berücksichtigen (Grohmann et al. 2011; S. 175).
3. Stoffgemische verlangen angepasste Adsorptionsisotherme: Die Isothermen können für Stoffgemische angepasst werden. Doch liegt nicht für jede Kombination an Stoffen, ihrer Konzentrationen und des Sorbenten eine Adsorptionsisotherme vor. Diese sind empirische Modelle, die auf Versuchen beruhen und nicht beliebig übertragbar sind, da sie spezifisch für jeden Boden und dessen Eigenschaften durchgeführt werden müssen (Selim 2013; S. 306).
4. Stetige Stoffbefrachtung: Die üblichen Modelle zur Beschreibung des Adsorptionsverhaltens sind für die zeitabhängige Sorption von Stoffgemischen nicht geeignet (Selim 2013; S. 306).
5. Prozesse der Sorption: Stoffe können im Boden über Ionenaustausch, Komplexbildung und Ausfällung zurückgehalten und auch wieder desorbiert oder transportiert werden. Diese Prozesse laufen im Boden parallel, in Abhängigkeit der Bodenbedingungen und der Stoffzusammensetzung der Bodenlösung ab und können nicht in einer einzigen Formel ausgedrückt werden. Es handelt sich um verschiedenartige Prozesse mit einer eigenen Dynamik (Selim 2013).
6. Zudem muss davon ausgegangen werden, dass die Bewegung des Wassers im Boden nicht gleichmäßig, sondern in bevorzugten Bahnen erfolgt (Winiarski et al. 2013).

Stotz und Krauth (1998) unternahmen den Versuch einer Bemessung der Versickerungsfläche nach dem Bodenbelastungspotenzial. Die Autoren berechnen dabei nicht die Veränderung der

Sorptionsleistung mit der Zeit, sondern beziehen sich auf verschiedene Bodenrichtwert bzw. –grenzwerte, die unter der Annahme verschieden großer Versickerungsanlagen, Bodeneigenschaften und Stofffrachten zu unterschiedlichen Zeitpunkten erreicht werden würden. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die Variation der einzelnen Parameter sorgt für zum Teil große Unterschiede in der berechneten Zeitdauer.
2. Mit einem Immobilitätsfaktor soll einer nicht 100%igen Sorption der Schwermetalle Cadmium, Kupfer, Blei und Zink Rechnung getragen werden. Die Faktoren beruhen auf einer Schätzung und sind abhängig vom Ton- und Humusgehalt des Bodens.
3. Eine Verlagerung der Schadstoffe in tiefere Bodenschichten ist nicht auszuschließen, konnte jedoch nicht quantifiziert werden.
4. Das Gefährdungspotenzial durch die Versickerung ist immer von den lokalen Gegebenheiten abhängig.
5. Die errechneten Ergebnisse haben nur orientierenden Charakter.
6. Die Standzeit von Versickerungsanlagen konnte nicht abschließend geklärt werden.
7. Es besteht Forschungsbedarf zu den Eigenschaften und der Materialzusammensetzung von Bodenschichten mit idealer Schadstoffrückhaltekapazität.
8. Versickerungsanlagen sollten so konzipiert sein, dass sie unproblematisch und kostengünstig austauschbar sind.

Anhand der verschiedenen Quellen wird die Komplexität dieser Fragestellung deutlich. Eine einzelne Angabe des Stoffrückhalts für eine Versickerungsanlage ist daher kaum möglich. Es sind lediglich Schätzungen der Größenordnung möglich, die sich aus wenigen Literaturwerten ergeben. Die zeitliche Entwicklung der Retentionsleistung der Anlage wird dabei nicht berücksichtigt, was angesichts der langen Betriebsdauer einer Versickerungsanlage notwendig ist. Vielmehr ist eine Versuchskampagne mit Dachabflusswasser und einem definierten Aufbau einer standardisierten Versickerungsanlage erforderlich.

Neben der Abflusswasserbehandlung, ausschließlich über eine Versickerungsanlage, wäre auch die Kombination mit einer weiteren, technischen Behandlungsanlage denkbar. Wird diese von der DIBt (Deutsches Institut für Bautechnik) auf Basis der Geringfügigkeitsschwellenwerte geprüft und zugelassen, kann die Anlage der Versickerungsanlage vorgeschalten werden. Im Falle, die Geringfügigkeitsschwellenwerte können nicht eingehalten werden, ist ein entsprechendes Retentionsvermögen in der Bodenpassage einer Versickerungsanlage erforderlich, damit in Kombination der Maßnahmen zum einen die Versickerung ermöglicht werden kann und zum anderen die Geringfügigkeitsschwellenwerte eingehalten werden.

8.8 Berechnungsverfahren für Abflüsse von Verkehrsflächen

Die Berechnungen beschränken sich aufgrund der geringen Datenlage auf die vier relevanten Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink. Es wird bei allen folgenden Berechnungen und Stoffangaben immer von der gelösten Form ausgegangen. Außerdem werden die PAK nicht berücksichtigt, da diese kaum in gelöster Form im Abflusswasser vorliegen und nicht in größere Bodentiefen transportiert werden.

8.8.1 Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabflusswasser

Die Tabelle 35 umfasst die Ausgangsparameter, die für die Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabflusswasser benötigt werden. Die Angabe des Jahresniederschlags ist der Messstation zu entnehmen, die die meteorologischen Verhältnisse des betrachteten Straßenabschnittes am ehesten entspricht.

Tabelle 35: Ausgangsparameter für die Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabfluss.

Formelzeichen	Eingangsparameter	Einheit
P	Jahresdurchschnittsniederschlag	$l\ m^{-2}$
FR	Freisetzungsrate	$mg\ m^{-2}\ a^{-1}$
Ψ	Abflussbeiwert	
$b_{Straße}$	Breite der Verkehrsfläche	m

Wie bereits bei der Berechnung des Dachabflusses, wird für die Berechnung der Stoffkonzentration im Straßenabflusswasser nacheinander die Fläche des Straßenabschnittes, die Stofffracht und die Wassermenge ermittelt. Für die Normierung der Berechnung wird eine Länge des Straßenabschnittes ($l_{Straße}$) von 1 Meter angenommen.

Die Berechnung der Straßenfläche ergibt sich durch folgende Formel:

$$A_{Straße} = l_{Straße} \times b_{Straße}$$ Gleichung 7

Für $b_{Straße}$ stehen die Straßenbreiten der verschiedenen Straßentypen in Tabelle 36 zur Verfügung.

Tabelle 36: Angabe der Straßenbreite je Straßentyp.

Code	Straßentyp	Straßenbreite $b_{Straße}$ in m
A	Autobahn 4-spurig	18,25
A	Autobahn 3-spurig	14,5
A	Autobahn 2-spurig	12
S	Bundesstraße	3,75
S	Landstraße	3,25
S	Ortsverbindungsstraße	2,75

Es folgt die Berechnung der Wassermenge, die von der Straße abfließt, unter der Berücksichtigung eines Abflussbeiwertes von Ψ gleich 0,9 (DWA 2007; S. 21):

$$Q_{Straße} = A_{Straße} \times \Psi \times P$$ Gleichung 8

Die Berechnung der Stofffracht erfolgt über die Gleichung 9. Dabei ist der Wert für die Freisetzungsrate FR aus Tabelle 37 zu wählen, entsprechend des Typs der Verkehrsfläche und des Schwermetalls. Der Code in der ersten Spalte zeigt an, welche Freisetzungsraten bei der gewählten Straße aus Tabelle 36 für die Berechnung verwendet werden müssen.

$$f_{Straße} = A_{Straße} \times FR$$ Gleichung 9

Tabelle 37: Freisetzungsraten [FR] in mg/m²/a für zwei Straßentypen.

Code	Kategorie Straßentyp	Pb	Cd	Cu	Zn
A	Autobahn	21,5	2,6	52,2	236,7
S	Straße	12,5		10	111

Über die folgende Formel wird zuletzt die Stoffkonzentration berechnet:

$$c_{Straße} = \frac{f_{Straße}}{Q_{Straße}}$$ Gleichung 10

Die daraus entstandenen neuen Parameter sind in Tabelle 38 zusammengefasst.

Tabelle 38: Neu berechnete Parameter zur Berechnung der Abflusswasserkonzentration von Verkehrsflächen.

Formelzeichen	Parameter	Einheit
$l_{Straße}$	Länge des Straßenabschnitts	m
$A_{Straße}$	Fläche des Straßenabschnitts	m^2
$Q_{Straße}$	Wassermenge von der Straße	l
$f_{Straße}$	Stofffracht der Straße	mg
$c_{Straße}$	Stoffkonzentration im Straßenabfluss	$mg\ l^{-1}$

8.8.2 Berechnung der Stoffkonzentration im Sickerwasser

8.8.2.1 Versickerung über das Straßenbankett

Der zweite Schritt beschreibt die Vorgänge auf und im Straßenbankett. Die dabei zu verwendenden Parameter enthält Tabelle 39. Zum einen erfolgt eine leichte Erhöhung der Wassermenge durch den Niederschlag, der auf das Bankett fällt, zum anderen wird die Wassermenge durch den Oberflächenabfluss und die Verdunstung reduziert.

Tabelle 39: Konstante Eingangsparameter zur Berechnung der Sickerwassermenge.

Formelzeichen	Eingangsparameter
$A_{Bankett}$	Fläche des Banketts = 2m²
$EV_{Bankett}$	Verdunstung Straßenbankett = 0,14
Q_{OF}	Oberflächenabfluss auf Bankett = 0,07

Die Fläche des Bankettabschnitts entspricht seiner Breite, da sich die gesamte Berechnung auf 1 Meter Straßenabschnitt bezieht. Die Breite des Banketts liegt bei 2 Meter. Es folgt die Berechnung der Wassermenge, die auf den Bankettabschnitt fällt:

$$Q_{Bankett} = P \times A_{Bankett}$$ Gleichung 11

Sowie die gesamte Wassermenge, die potenziell im Bankett versickern könnte:

$$Q_{gesamt} = Q_{Straße} + Q_{Bankett}$$ Gleichung 12

Von dieser gesamten Wassermenge sind die Verdunstung (14 %) und der Oberflächenabfluss (7 %) abzuziehen (Boivin et al. 2008, Werkenthin 2015; S. 74 f.), woraus sich die Sickerwassermenge ergibt:

$$Q_{SW} = Q_{gesamt} - (EV_{Bankett} \times Q_{gesamt}) - (Q_{OF} \times Q_{gesamt})$$ Gleichung 13

Unter der Voraussetzung, dass ausschließlich das Straßenabflusswasser Schwermetalle enthält und der Boden keine Vorbelastung aufweist (durch die es zu möglichen Rücklösungen kommen kann), wird die Stoffkonzentration wie folgt berechnet:

$$c_{SW} = \frac{f_{Straße} \times F_{Ret}}{Q_{SW}}$$ Gleichung 14

Da der Stoffrückhalt im Straßenbankett stoffspezifisch ist, werden für die Schwermetalle und den Straßentyp die Retentionsfaktoren F_{Ret} (in % / 100) aus Tabelle 40 angenommen. Die Werte ergeben sich aus den Literaturangaben in Tabelle 26. Aufgrund der geringen Datenlage für manche Straßentypen, wurden die Werte zu zwei Straßentypen aggregiert. Dabei steht die Autobahn für einen Straßentyp mit hoher Verkehrsdichte und die Bezeichnung Straße für ein geringes Verkehrsaufkommen.

Tabelle 40: Anteil an Schwermetallkonzentration, die nach der Perkolation durch ein Straßenbankett im Sickerwasser verbleibt (dimensionslos).

Straßentyp	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn
Autobahn	0,13	0,1	0,09	0,09	0,19	0,14
Straße		0,29			0,18	0,21

In Tabelle 41 sind die Parameter dargestellt, die sich durch die Berechnung der Sickerwasserkonzentration ergeben haben.

Tabelle 41: Neu hinzugekommene Parameter bei der Berechnung der Sickerwasserkonzentration.

Formelzeichen	Parameter	Einheit
Q_{gesamt}	Gesamte Wassermenge	l
Q_{SW}	Menge Sickerwasser	l
F_{Ret}	Stoffanteil, der nicht zurückgehalten wird	
c_{SW}	Stoffkonzentration im Sickerwasser	$mg\ l^{-1}$

8.8.2.2 Versickerung über die Versickerungsmulde

Bei der Variante der Versickerung des Straßenabflusswassers über eine Versickerungsmulde modifiziert sich der zweite Berechnungsschritt aus dem Kapitel 8.8.2.1 insoweit, dass die Angaben für die Versickerungsfläche (Mulde), die Verdunstung und den Stoffrückhalt ersetzt werden und der Oberflächenabfluss entfällt. Beispielhaft für den Stoffrückhalt in einer Versickerungsmulde, werden die Werte in Tabelle 43 als Retentionsfaktoren eingesetzt. Es ist zu beachten, dass die Werte aus einem Freilandversuch stammen. Liegen für eine konkrete Anwendung andere Werte vor, sind diese Werte für die Berechnung vorzuziehen. Bei der Versickerung über eine Mulde, ist die Verdunstung über die Pflanzen zu berücksichtigen. Zur Abschätzung der Wasserreduzierung durch die Verdunstung wird eine Verdunstungsleistung (EV) eines kurzgehaltenen Rasens von 58% angenommen (Baumgartner 1979) (siehe Tabelle 42).

Tabelle 42: Konstante Eingangsparameter für die Berechnung der Sickerwasserkonzentration in einer Versickerungsmulde.

Formelzeichen	Eingangsparameter
EV_{Mulde}	Verdunstung über Versickerungsmulde= 0,58
A_{Mulde}	Fläche der Mulde bei einem Straßenabschnitt von 1 m Breite = 5 m²

Tabelle 43: Anteil an Schwermetallen, die nach der Perkolation durch eine Versickerungsmulde im Sickerwasser verbleiben (dimensionslos) – Retentionsfaktor.

Versickerungsanlage	Blei	Cadmium	Kupfer	Zink
Muldenversickerung mit 20 cm Oberboden	0,11	0,57	0,39	0,07

Über folgende Gleichung 15 wird die Wassermenge berechnet, die auf die Versickerungsmulde als Niederschlag fällt, wobei für A_{Mulde} = 5 m² (Tabelle 42), eine Breite der Versickerungsmulde von 5 m angenommen wird.

$$Q_{Mulde} = P \times A_{Mulde}$$ Gleichung 15

Es schließt sich die Berechnung der gesamten Wassermenge an:

$$Q_{gesamt} = Q_{Straße} + Q_{Mulde}$$ Gleichung 16

Unter Berücksichtigung einer Verdunstungsleistung von 58% (Tabelle 42) wird die Wassermenge reduziert und wie folgt berechnet.

$$Q_{SW} = Q_{gesamt} - (EV_{Mulde} \times Q_{Mulde})$$ Gleichung 17

Zum Schluss wird unter Verwendung der Retentionsfaktoren in Tabelle 43 die Stoffkonzentration im Sickerwasser berechnet.

$$c_{SW} = \frac{f_{Straße} \times F_{Ret}}{Q_{SW}}$$ Gleichung 18

8.8.3 Beispielrechnung

Unter der Annahme, dass die dreispurige Autobahn 14,5 Meter bzw. die Straße 3,75 Meter und das Straßenbankett 2 Meter und die Versickerungsmulde 5 Meter breit sind sowie der Jahresniederschlag 788 mm beträgt, ergeben sich Stoffkonzentrationen für eine Straße und eine Autobahn, die in Tabelle 44 aufgeführt sind. Als Vergleichswerte werden die berechneten Konzentrationen den Sickerwasserkonzentrationen aus der Literatur (Mittelwert aus den Literaturangaben; Tabelle 25) gegenübergestellt.

Tabelle 44: Vergleich berechneter Stoffkonzentrationen und Literaturwerte.

Straßentyp	Quelle	Blei [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Zink [µg/l]
Autobahn	Literaturwerte	3,4	0,6	31,4	43,8
Straße	Literaturwerte	0,7	3,1	22,5	128,3
Autobahn	Berechnet – mit Bankett	6,3	0,5	8,5	49,5
Straße	Berechnet – mit Bankett	2,5		3,3	26,1
Autobahn	Berechnet – mit Mulde	5,7	3,6	49,4	40,2
Straße	Berechnet – mit Mulde	1,9		5,3	10,5

Aus Tabelle 44 ist ersichtlich, dass die berechneten Konzentrationen teilweise von den Werten aus der Literatur abweichen. Dies kann verschiedene Gründe haben:

1. Zu geringe Datenlage der gemessenen Sickerwasserkonzentrationen aus der Literatur.
2. Zu geringe Datenlage bei den Freisetzungsraten zur Berechnung der Konzentrationen im Straßenabfluss.
3. Tausalzeffekt konnte nicht berücksichtigt werden.

4. Zu wenige Angaben der Rückhaltekapazität des Bankettbodens und der Versickerungsmulde.
5. Abweichende Verdunstungsraten durch unterschiedliche Vegetation (auch jahreszeitenabhängig).
6. Mögliche Vorbelastung der realen Standorte.

Daraus folgt, dass die oben berechneten Werte eine erste Abschätzung darstellen und weitere Untersuchungen mit spezieller Fragestellung und Berechnungen mit Messwerten notwendig sind, um eine verlässliche Aussage zur Schadstoffbelastung, vor allem im Hinblick auf die zeitliche Veränderung des Rückhaltevermögens des Bankettbodens und der Versickerungsmulden geben zu können. Sowohl die vergleichsweise niedrigen Sickerwasserkonzentrationen aus der Literatur als auch die berechneten Stoffkonzentrationen deuten auf ein geringes Gefährdungspotenzial hin. Trotzdem ist besonders bei Kupfer und Cadmium Vorsicht geboten, da die GFS-Werte beider Schwermetalle sehr niedrig sind und daher leicht überschritten werden können.

8.9 Anwendungsgrundsätze für die Versickerung von Dachabflusswasser

Die Formulierung von Anwendungsgrundsätzen für den wasserrechtlichen Vollzug zur Einhaltung der Geringfügigkeitsschwellen bei der Niederschlagswasserversickerung hat die Aufgabe, sowohl eine praktikable Umsetzung als auch den zielorientierten, vorsorgenden Grundwasserschutz zu garantieren. Demnach erfolgen weitere Fallunterscheidungen.

Mit einer ersten Unterteilung in Bagatellfälle und komplexe Fälle erfolgt eine Bewertung anhand des Bedachungsmaterials und die daraus resultierende Verschmutzung des Abflusswassers. Beide Fälle unterscheiden sich dahingehend, dass bei Bagatellfällen eine wasserrechtliche Erlaubnis ohne weitere Prüfung möglich ist. Zur Beurteilung ist nur die Angabe des Dachmaterials und der Abflussrinne erforderlich.

1. Besteht das Dach und die Abflussrinne aus nichtmetallischen Materialien, kann das Abflusswasser über den Boden flächenhaft versickert werden. Auch andere Arten der Versickerung sind hier möglich, je nach verfügbarem Platz. Es wird von einem so niedrigen Stoffaustrag ausgegangen, dass eine technische Anlage und eine wasserrechtliche Erlaubnis nicht erforderlich sind. Jedoch sollten die hydraulischen Bedingungen für eine rasche Versickerung gegeben sein. Die Einschätzung basiert auf der Literaturauswertung (siehe Kapitel 8.2.1). Es wird kein Berechnungsverfahren und keine weiteren Informationen benötigt. Die atmosphärische Deposition wird nicht berücksichtigt, da sie von dem Bauvorhaben nicht beeinflusst werden kann. **Es liegt ein Bagatellfall vor.**
2. Besteht das Dach aus einem nichtmetallischen Material und die Abflussrinne aus verzinktem Material, ist das Abflusswasser über eine oberirdische Versickerungsanlage mit bewachsener Bodenzone (z.B. einer Mulde) zu versickern. Ist zu wenig Platz für eine oberirdische Versickerung vorhanden, ist das unterirdische Versickern mit Vorreinigung mittels Behandlungsanlage möglich. Es wird von einem niedrigen Stoffaustrag ausgegangen, der sich durch die verhältnismäßig kleine Fläche der Dachrinne im Vergleich zur großen, abflusswirksamen Dachfläche ergibt. Trotzdem würde der GFS-Wert ohne Filterung des Abflusswassers überschritten. Die Einschätzung basiert auf der Literaturauswertung und eigenen Berechnungen (siehe Kapitel 8.2.2). Auch ist von einem ausreichenden Stoffrückhalt in der Versickerungsanlage mit Bodenpassage auszugehen, ohne dass dies berechnet werden muss. Es werden für diese Kombination an Bedachungs- und Rinnenmaterial kein Berechnungsverfahren und keine weiteren Informationen benötigt. **Es liegt ein Bagatellfall vor.**

3. Wird an Stelle einer Zinkrinne eine Kupferrinne verwendet, wird mit einem Stoffaustrag gerechnet, durch den eine Überschreitung des GFS-Werts möglich ist. Da einerseits eine Berechnung zu aufwendig wäre, andererseits jedoch mit vergleichsweise hohen Stoffausträgen gerechnet wird, ist vor der Versickerung über eine Versickerungsanlage mit bewachsener Bodenzone eine zusätzliche Behandlung des Dachabflusswassers als Vorreinigung notwendig. Die zusätzliche Behandlungsanlage ist regelmäßig zu kontrollieren und ggf. auszutauschen. Die Kombination der beiden Reinigungsschritte muss eine Retentionsleistung von 98% erreichen. Nur so kann garantiert werden, dass die Kupferkonzentration im Sickerwasser den GFS-Wert nicht überschreitet. **Es liegt ein Bagatellfall vor, der jedoch mit einer Auflage versehen werden muss.**
4. Sind neben einer Metallrinne auch Metallflächen Bestandteil der Bedachung, benötigt es ebenfalls das Berechnungsverfahren, um zu prüfen, ob die GFS-Werte im Sickerwasser eingehalten werden. Es wird ein Rückhaltevermögen des Bodenmaterials von 88 % für Kupfer und 99% für Zink angenommen. Eine Stoffkonzentration über dem GFS-Wert erfordert den Einsatz einer Behandlungsanlage. Liegt die Stoffkonzentration darunter, ist eine Versickerung über eine Versickerungsanlage mit Bodenpassage ausreichend. Beide Anlagen sind in bestimmten Abständen zu kontrollieren, zu warten und ggf. auszutauschen. **Es liegt ein komplexer Fall vor.**

Der Entscheidungsbaum bildet die oben beschriebenen Anwendungsgrundsätze graphisch ab. Dabei beinhalten die blauen Kästchen die Kombination aus den vorhandenen Materialien und die lila Kästchen die erforderliche Maßnahme, d.h. die Art der Behandlung, die zur Einhaltung der GFS-Werte erforderlich ist.

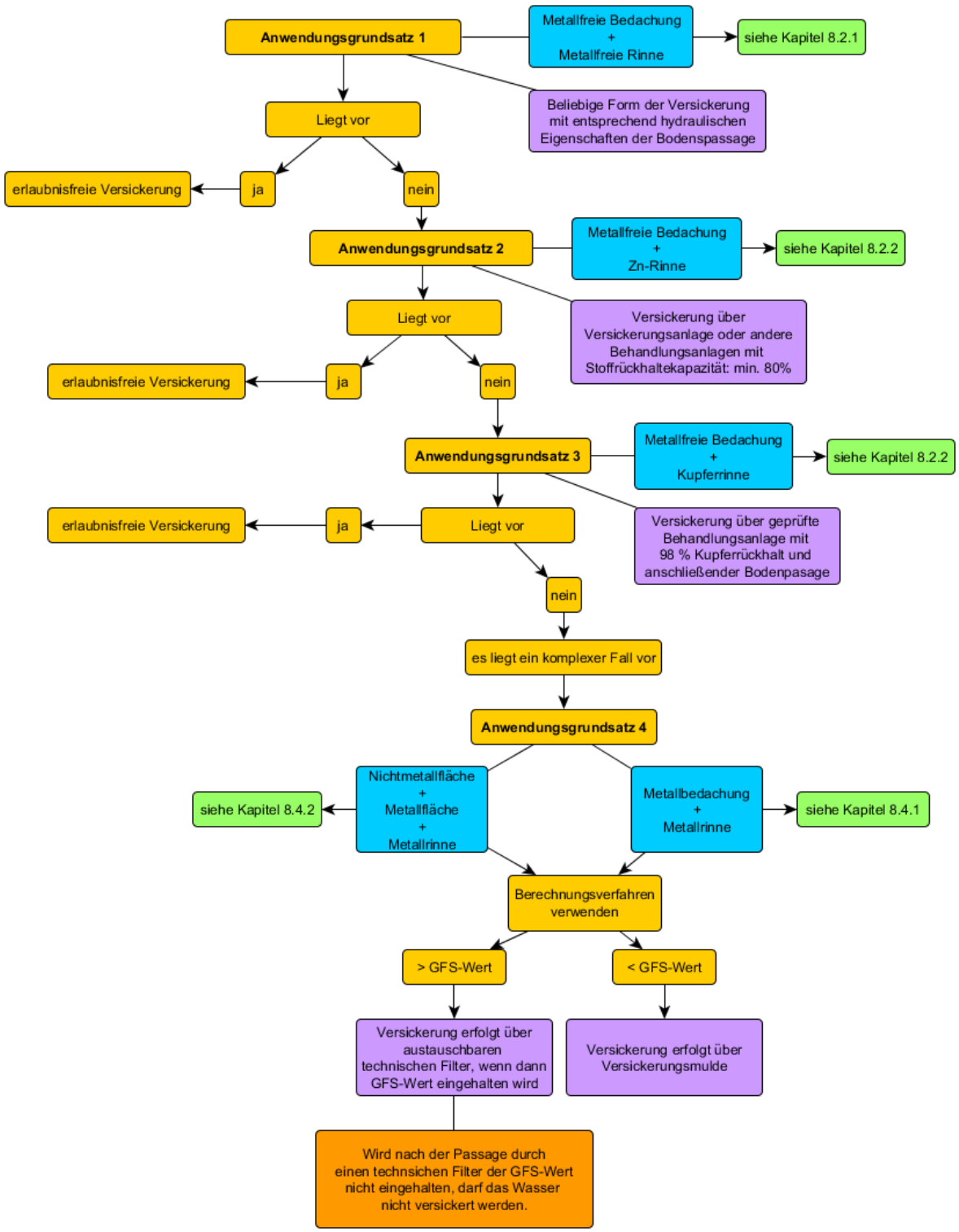

Abbildung 14: Entscheidungsbaum für Bagatellfälle und Komplexe Fälle.

8.10 Anwendungsgrundsätze für die Versickerung von Straßenabflusswasser

Die Schadstofffreisetzung von Straßen kann nicht, wie bei Dächern, hauptsächlich auf einen Parameter zurückgeführt werden. Die Auswertung der Literatur hat gezeigt, dass nicht immer die Verkehrsdichte die Höhe der Schadstoffkonzentration bestimmt. Zudem kommt hinzu, dass ein großer Teil der im Straßenabfluss transportierten Schadstoffe in partikulärer Form

vorliegen und nicht in den Boden eindringen. Damit konzentriert sich die Bewertung, ob die GFS-Werte durch die Versickerung von Straßenabflusswasser eingehalten werden, auf den gelösten Anteil der Schadstoffe im Abflusswasser. Zu dem spielt auch die Remobilisierung durch den Tausalzeinsatz eine entscheidendere Rolle, was bei der Versickerung von Dachabflüssen nicht der Fall ist. Aus diesem Grund kann es zu jahreszeitlich sehr stark unterschiedlich hohen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser kommen, was dann auch zur Überschreitung der GFS-Werte führen kann.

Die Beispielrechnungen haben unter den formulierten Bedingungen ergeben, dass die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser im Durchschnitt insgesamt niedrig sind, jedoch nur teilweise unter den GFS-Werten liegen.

Die Formulierung von Anwendungsgrundsätzen für die Versickerung von Straßenabflusswasser weicht aus den oben genannten Gründen von der Vorgehensweise in Kapitel 8.9 ab. Trotz allem wird eine Unterscheidung in Anwendungsgrundsätze mit Hilfe der Straßentypen vorgenommen.

1. Das Abflusswasser von Landstraßen und Ortsverbindungsstraßen außerorts wird aufgrund geringer Verkehrsdichte als gering belastet eingeschätzt. Aus diesem Grund erfüllt die Versickerung über eine parallel zur Straße verlaufenden Versickerungsmulde mit bewachsener Bodenzone die Funktion eines mechanischen und physikochemischen Filters. **Es liegt ein Bagatellfall vor.**
2. Da das Verkehrsaufkommen auf Bundesstraßen sehr unterschiedlich sein kann, werden sich auch die Stoffkonzentrationen im Abflusswasser stark unterscheiden. Aus diesem Grund kann eine wenig bis mäßig stark befahrene Bundesstraße mit zwei Fahrstreifen als Bagatellfall betrachtet werden. Es gilt der Anwendungsgrundsatz 1. Handelt es sich um eine stark befahrene Bundesstraße mit mehr als zwei Fahrstreifen, ist das Berechnungsverfahren anzuwenden und es gilt damit der Anwendungsgrundsatz 3.
3. Beim Umgang mit dem Abflusswasser von Autobahnen ist das Berechnungsverfahren so anzuwenden, dass sowohl die Versickerung über das Bankett als auch über die Versickerungsmulde mit bewachsener Bodenzone geprüft wird. Es ist die Form der Versickerung zu wählen, bei der die meisten Stoffe zurückgehalten werden. Liegen dann immer noch rechnerisch die Stoffkonzentrationen über den GFS-Werten, sind weitere Behandlungsmaßnahmen erforderlich. Der partikuläre Anteil der Schadstoffe ist über eine Filterung vor der Versickerung zu reduzieren. **Es liegt ein komplexer Fall vor.**

9 Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung

Eine Schadstoffreduzierung im Wasser kann über physikalische, chemische und biologische Prozesse erreicht werden (Mangangka et al. 2016; S. 2). Filter- und Sedimentationsanlagen reduzieren dabei vor allem den Anteil der partikulären Schadstoffe, bei der Durchströmung von adsorptionsfähigen Materialien werden die gelösten Stoffe aus dem Wasser entfernt. In welchem Umfang die Reduzierung stattfindet, ist von der Maßnahme, dem Grad der Wasserverschmutzung und der Betriebsdauer der Anlage abhängig. Neben der Schadstoffreduzierung durch die Versickerung über eine bewachsene Bodenzone ist der Einsatz anderer Filtermaterialien und –systeme möglich, um das Abflusswasser zu reinigen.

9.1 Reinigungsleistung von Filtermaterialien und Filtersystemen

Eine Vielzahl von verschiedenen Filtersystemen und –materialien zur Entfernung von Schwermetallen aus Regenwasserabflüssen wurden auf ihre Rückhaltefähigkeit hin untersucht. Insbesondere für Cu, Zn, Pb und Cd, aber auch für Cr, Fe, Al, Hg und As konnte teilweise eine Effektivität der Filtersysteme im Stoffrückhalt von 82 bis 100% ermittelt werden. Doch es gibt auch Untersuchungen von Filtern mit niedrigerer Effektivität. Die Anlagen können in Systeme mit einem Filtermaterial und in geschichtete Filtersysteme unterteilt werden.

Werden dezentrale Behandlungsanlagen für Abwasser (Sedimentations- und Filteranlagen, Biofiltersystem, Versickerungsmulden usw.) durch das DIBt zugelassen, durchlaufen die Anlagen zuvor eine umfangreiche, standardisierte Prüfung. Zudem ist eine Überprüfung der Funktionstüchtigkeit (Einhaltung der vorgeschriebenen Kriterien) in einem Rhythmus von 5 Jahren vorgesehen. Ansonsten verliert die Anlage ihre Zulassung durch das DIBt (Dierkes et al. 2015). Dierkes et al. (2015) empfehlen jedoch eine Kontrolle bereits nach dem ersten Jahr der Installation. Die vom DIBt zugelassenen Behandlungsanlagen reduzieren, bei regelmäßiger Wartung, dauerhaft Schadstoffe aus dem Abflusswasser. Bei der Überprüfung der Anlagen werden die Prüfwerte der BBodSchV als Maßstab angesetzt, die unter anderem vorsieht, dass die Werte für Kupfer, Zink, Blei, Cadmium und Mineralölkohlenwasserstoffe eingehalten werden müssen. Damit liegen die zugelassenen Stoffkonzentrationen im Wasser über denen der Geringfügigkeitsschwellen. Werden die Geringfügigkeitsschwellenwerte als maximale Stoffkonzentrationen gesetzlich vorgeschrieben, wird eine entsprechende Anpassung der Zulassungskriterien damit erforderlich.

9.1.1 Mechanische Filterung und Sedimentation

Im DWA-Merkblatt 153 sind der Aufbau und die Funktionsweise der verschiedenen Behandlungsanlagen zur Filterung und Sedimentation aufgezeigt (DWA 2007; S. 19 ff.). Eine mechanische Filterung des Abflusswassers erfolgt immer dann, wenn beim Durchströmen der Anlage partikuläre Schadstoffe zurückgehalten werden (z.B. durch Sand). Eine Sedimentationsanlage ist ein Absetzraum, in dem das Abflusswasser gefasst wird und schwere Feststoffe im Wasser ausreichend Zeit haben bis zum Boden der Anlage zu sedimentieren. Es gibt unterschiedliche Konstruktionen von Sedimentationsanlagen, die neben der Funktion der Schadstoffabsetzung auch zur hydraulischen Regulierung des ankommenden Wassers beitragen (z.B. Regenrückhaltebecken).

9.1.2 Adsorptionsfähige Filtermaterialien

Der Einsatz von Filtermaterialien zielt hauptsächlich auf die Reduzierung von gelösten Schwermetallen im Wasser ab. Daher ist die Adsorption der entscheidende Prozess, der mit dem

Einsatz der Filtermaterialien so hoch wie möglich sein soll. Der am häufigsten verwendete Filter ist der Boden in einer Versickerungsanlage.

Reddy et al. (2014) untersuchten vier Filtermaterialien für ein unterirdisches Filtersystem. Mit Calcit, Zeolith und Eisenspäne konnten zwischen 95 und 100% von Cu, Pb, Zn und Cd entfernt werden. Der verwendete Sand adsorbierte lediglich 8-58% der Schwermetalle. Eisenspäne erwiesen sich besonders effizient bei der Adsorption von Cr (100%) und Zeolith reduzierte 90% Nickel. Versuche mit Zeolith und synthetischem Wasser ergaben Stoffreduzierungen von 42,7% für Nickel und über 70% für Cd, Zn, Cu und Pb (Sounthararajah et al. 2017).

Zu den bisher bekannten Filtermaterialien kommen weitere Stoffe hinzu, deren Anwendung zur Reinigung von verschmutztem Abflusswasser ebenfalls in Betracht gezogen werden sollte. Sounthararajah et al. (2017) kombinierten einen Zeolithfilter mit einer nachgeordneten Titanat-Nanofaser-Schicht mit Aktivkohlegranulat. Die Konzentrationsmessungen ergaben für Kupfer, Zink, Blei und Cadmium einen Rückhalt von 99-100%, für Nickel von 77%. Möglicherweise bietet der Einsatz von Graphenen in Zukunft neue Optionen für die Reinigung von verschmutztem Abwasser. In einem Übersichtsartikel zeigen Nupearachchi et al. (2017) die hohe und vielfältige Adsorptionsleistung von Graphenen, die durch funktionelle Gruppen und eine große Oberfläche erzielt werden.

9.1.3 Kombinierte Filtersysteme

Zwei Filtersysteme aus Kies, Hackschnitzel und basischer Ofenschlacke sowie goethithaltigem Schutt und Bentonit entfernten Kupfer zu 93-96%, Zink zu 95-99% und Chrom zu 96-99% aus dem Abflusswasser (Trenouth und Gharabaghi 2015). Die Autoren geben eine Laufzeit des Systems von 20 Jahre an. Die hohe Adsorptionsleistung von Eisenhydroxid ist bereits bekannt. Steiner (2003) konnte zeigen, dass mit einem Gemisch aus granuliertem Eisenhydroxid (GEH) und Kalk über 95% Kupfer aus Niederschlagsabflusswasser entfernt werden kann.

In vorangegangenen Kapiteln wurde auf die Adsorptionsleistung von Beton bereits hingewiesen. Eine Möglichkeit diese Eigenschaft für großflächige Verkehrsflächen zu nutzen, besteht in der Verwendung von porösem Asphaltbeton (PAC). Das Wasser kann so teilweise durch die befestigte Oberfläche sickern, wobei am Beton die Schwermetalle zurückgehalten werden. Zugleich erfolgt zeitweise ein Rückhalt von Partikeln und eine Filtration des Wassers in der Bodenzone unter dem porösen Asphalt- oder Betonpflaster. Jiang et al. (2015) konnten für Cu, Zn, Pb und Cd einen Rückhalt von 83% feststellen. Ähnliche Ergebnisse erzielten Zhang et al. (2018) mit porösem Asphalt (PA), Hydrapave (HP) und Permapave (PP). Die Materialien entfernten 84% Blei, 68% Kupfer und 66% Zink aus dem Abflusswasser. Die Fähigkeit von Beton, Schwermetalle und ganz besonders Zink zu adsorbieren zeigen mehrere Untersuchungen (Perkins et al. 2005, Harada und Komuro 2010). Durchlässige und poröse Beläge müssen regelmäßig gereinigt werden, damit ihre Funktionsfähigkeit erhalten bleibt. Bei von der DIBt genehmigten Beläge muss die Infiltrationsleistung einmal in fünf Jahren überprüft werden. (Dierkes et al. 2015).

Eine weitere Möglichkeit ist ein Drei-Stufen-Aufbereitungssystem, welches bei Straßenabflüssen zum Einsatz kommen kann. Es besteht aus einem Rinnensystem, das grobes Material entfernt, einem hydrodynamischen Abscheider für kleine Partikel und zum Schluss eine Filtereinheit mit Kohle, die gelöste Stoffe adsorbiert. Blei wurde im gereinigten Wasser nicht mehr nachgewiesen. Kupfer und Zink wurden ebenfalls effektiv zurückgehalten und waren nur noch in wenigen Proben nachweisbar (Hilliges et al. 2013). Auch Fuerhacker et al. (2011) schalteten ein Sedimentationsbecken mit Ölabscheider vor einer Filterkammer mit Zeolith, Aktivkohle und Vermiculit. Die Materialien sind übereinandergeschichtet und mit Geotextil voneinander

getrennt. Die oberste und die unterste Schicht besteht aus einem Kies-Sand-Gemisch. Schwermetalle wurden dadurch zu 75% und 73% (Cu, Zn), PAK zu 83% und Mineralöle zu 93% zurückgehalten. Das Rückhaltevermögen der einzelnen Schicht ist für die einzelnen Schadstoffe sehr unterschiedlich.

Letztendlich können verschiedene Materialien miteinander kombiniert werden, die durch ihre Eigenschaften eine effektive Reinigung durch mechanische Filtration und Adsorption gelöster Stoffe gewährleisten können.

9.2 Reinigungsleistung von Biofiltersystemen

Neben den oben genannten Filtermaterialien können auch Retentionsbodenfilter (Constructed Wetlands) und Biofiltersysteme zur Reduzierung von Schadstoffen im Abflusswasser beitragen und selbst ein Teil der Versickerungsanlage darstellen. Die Effizienz von Retentionsbodenfilter schwankt sehr stark zwischen den Untersuchungen. Gill et al. (2017) konnten eine Reduzierung der Zinkkonzentration von 86% und der Kupferkonzentration von 60% verzeichnen. Leroy et al. (2016) ermittelten deutlich niedrigere Stoffrückhalte. Die Biofilteranlage mit Makrophyten reduzierten Kupfer um 44%, Zink um 24%, Blei um 15% und PAK um 30%.

9.3 Schlussfolgerung zu Filtermaterialien und Filtersystemen

Das Abflusswasser von Verkehrsflächen und Dachflächen ist mit Schadstoffen belastet. Eine Reinigung durch verschiedene Maßnahmen, wie Versickerung über eine bewachsene Bodenzone und den Einsatz von technischen Filtern mit geeigneten Filtermaterialien sowie mit Hilfe von Sedimentationsanlagen, ist daher unerlässlich. Die oben beschriebenen Verfahren stellen eine Auswahl an Möglichkeiten der Abwasserreinigung dar. Dabei zeigt die Auswertung das unterschiedliche Potenzial der Systeme und Materialien das Abflusswasser effektiv zu reinigen. Dabei adsorbiert nicht jedes Filtermaterial gleichermaßen effektiv die einzelnen Schadstoffe. Wie im Boden auch, erfolgt eine spezifizierte Adsorption. Aus diesem Grund ist es zu empfehlen, mehrere Filtermaterialien bei Bedarf miteinander zu kombinieren, um die bestmögliche Filterleistung zu erzielen.

Aufgrund der Komplexität des Adsorptionsprozesses ist eine Prognose der Betriebsdauer immer mit Unsicherheiten verbunden. Zudem sind bei einigen Filtermaterialien Fragen der praktischen Umsetzung noch nicht abschließend geklärt bzw. noch nicht thematisiert worden.

Die Wahl der Filteranlage sollte sich daran orientieren, ob Straßenabflusswasser mit großem Partikelanteil oder Dachabflusswasser mit vorrangig gelösten Schadstoffen gereinigt werden soll. Hinzu kommen die örtlichen Gegebenheiten sowie die Form des Wasserzustroms (linienförmig entlang der Straße oder punktuell auf eine kleine Fläche beschränkt).

Bei Behandlungsanlagen, die bereits durch das DIBt zugelassen sind, werden die Prüfwerte der BBodSchV zu Grunde gelegt. Werden die Geringfügigkeitsschwellenwerte gesetzlich vorgeschrieben, müsste die Überprüfung der Behandlungsanlagen angepasst werden.

10 Forschungsbedarf

Der Stoffaustrag von Dächern wurde vielfach untersucht. Für die oben aufgeführten Berechnungen ist jedoch der Stoffaustrag von Dachrinnen und Fallrohren entscheidend, für die es bisher keine Angaben zu Freisetzungsraten von Schwermetallen gibt. Aus diesem Grund empfehlen wir umfangreiche Untersuchungen zu Freisetzungsraten von Schwermetallen aus handelsüblichen Dachrinnenmaterialien, um eine Datenbank aufzubauen, das breite Spektrum an Austragsraten abbilden und verlässlichere Aussagen über die Höhe der Belastung treffen zu können.

Ebenfalls besteht Forschungsbedarf bei nichtmetallenen Bedachungsmaterialien, für die es zu wenige Daten zum Stoffaustrag bzw. zu Freisetzungsraten gibt. Vor allem besteht ein Mangel an Untersuchungen des Abflusswassers von mit Schiefer gedeckten Häusern. Eine umfassende Studie zu Freisetzungsraten von Schwermetallen aus Tonziegel-, Beton- und Schieferdächern würde die bestehende Datenlage nennenswert erhöhen. Zudem würde die Bewertung der Dachmaterialien verlässlicher erfolgen und die neu erfassten Freisetzungsraten in die Berechnung einfließen können.

Bisher ist nur sehr wenig darüber bekannt, in wie weit es im Boden von Versickerungsanlagen zu Stofftransporten in tiefere Bodenzonen kommt. Es besteht die Möglichkeit der Verlagerung von Bodenpartikeln und den daran gebundenen Schwermetallen. Denkbar wäre die Auswaschung aufgrund einer erhöhten Sickerwassermenge, veränderter Rückhaltebedingungen in anthropogen überprägten Böden, durch Rücklösungsprozesse und Erschöpfungserscheinungen. Dieser Fragestellung sollte nachgegangen werden, da sie relevant für die Betriebszeit einer Versickerungsanlage hinsichtlich der Grundwasserbelastung ist.

Ganz besonders unerlässlich ist die Rückhaltekapazität generell von Versickerungsanlagen gegenüber dem Schadstoffeintrag. Eine Vorhersage der maximalen Betriebszeit von Versickerungsmulden und –streifen bestehend aus Bodenmaterial ist kaum möglich. Aus diesem Grund empfehlen wir zum einen ein Langzeitmonitoring von Versickerungsmulden und –streifen hinsichtlich der stofflichen Zusammensetzung des zuströmenden Wassers von versiegelten Flächen, dem Sickerwasser und der einzelnen Schichten im Bodenfilter sowie weiterer relevanter Boden- und Wasserparameter. Diese Testanlage soll bestimmte Eigenschaften aufweisen und als Standard für die Errichtung von Versickerungsanlagen mit Bodenfilter fungieren. Mit einer Modellierung kann im Idealfall dann auch die maximale Betriebsdauer dieser technischen Anlage bestimmt werden. Damit wird sichergestellt, dass die GFS-Werte im Sickerwasser eingehalten werden.

Aufgrund des unterschiedlich hohen Verkehrsaufkommens auf Bundesstraßen und die geringe Datenlage, ist eine umfangreiche Untersuchung dieses Straßentyps hinsichtlich der Stoffkonzentrationen im Abflusswasser und im Sickerwasser sowie zur zeitlichen Entwicklung der Versickerungsflächen. Daran schließt sich eine verlässlichere Bewertung der Belastung für das Grundwasser und der Berechnung von Sickerwasserkonzentrationen an.

11 Rechtsquellenverzeichnis

BayWG	Bayerische Wassergesetz vom 25. Februar 2010, GVBl. S. 66, ber, S. 130, zuletzt geändert am 22. Dezember 2015, GVBl. S. 458
BbgWG	Brandenburgisches Wassergesetz vom 2. März 2012, GVBl. I/12. Nr. 20, zuletzt geändert am 4. Dezember 2017, GVBl.I/17. Nr. 28
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999, BGBl I S. 1554, zuletzt geändert am 31. August 2015, BGBl. I S. 1474
BremWG	Bremisches Wassergesetz vom 29. April 2011, Brem. GBl. 2011, 262, zuletzt geändert am 15. Dezember 2015, Brem. GBl. S. 622
BWG	Berliner Wassergesetz vom 17. Juni 2005, GVBl. 2005, 357, zuletzt geändert am 21. April 2016, GVBl. S. 218
ErlFreihVO	Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft über die Erlaubnisfreiheit von bestimmten Benutzungen des Grundwassers vom 12. September 2001, SächsGVBl. S. 675, zuletzt geändert am 12. Juli 2013, SächsGVBl. S. 503
HWaG	Hamburgisches Wassergesetz vom 29. März 2005, HmbGVBl. 2005, S. 97, zuletzt geändert am 4. Dezember 2012, HmbGVBl. S. 510. 519
HWG	Hessisches Wassergesetz von 14. Dezember 2010, GVBl. I S. 548, zuletzt geändert am 28. September 2015, GVBl. S. 338
LWaG	Wassergesetz des Landes Mecklenburg- Vorpommern vom 30. November 1992, GVOBl. M-V 1992, S. 669, zuletzt geändert am 5. Juli 2018, GVOBl. M-V S. 221, 228
LWG	Landeswassergesetz (Rheinland-Pfalz) vom 14. Juli 2015, GVBl. 2015, 127, zuletzt geändert am 22. September 2017, GVBl. S. 237
LWG	Landeswassergesetz für das Land Nordrhein-Westfalen vom 8. Juli 2016, SGV. NRW. 77
NSchlVSVO	Verordnung über die erlaubnisfreie Versickerung von Niederschlagswasser auf Wohngrundstücken vom 23. Dezember 2003, HmbGVBl. 2004, S. 6
NWBesVO	Verordnung des Umweltministeriums über die dezentrale Beseitigung von Niederschlagswasser (Baden-Württemberg) vom 22. März 1999, GBl. 1999, 157, zuletzt geändert am 3. Dezember 2013, GBl. S. 389, 441
NWFreiV	Verordnung über die erlaubnisfreie schadlose Versickerung von gesammeltem Niederschlagswasser (Bayern) vom 1. Januar 2000, GVBl. S. 30, BayRS 753-1-18-U, zuletzt geändert am 22. juli 2014, GVBl. S. 286
NWFreiV	Verordnung über die Erlaubnisfreiheit für das schadlose Versickern von Niederschlagswasser (Berlin) vom 24. August 2001, GVBl. 2001, 502, zuletzt geändert am 28. April 2016, GVBl. S. 248
NWG	Niedersächsisches Wassergesetz vom 19. Februar 2010, Nds. GVBl. 2010, 64, zuletzt geändert am 12. November 2015, GVBl. S. 307
SächsWG	Sächsisches Wassergesetz vom 12. Juli 2013, SächsGVBl. S. 503, zuletzt geändert am 8. Juli 2016, SächsGVBl. S. 287
SWG	Saarländisches Wassergesetz vom 28. Juni 1960, in der Fassung der Bekanntmachung vom 30. Juli 2004, Amtsbl. S. 1994, zuletzt geändert am 12. September 2007, Amtsbl. S. 2026
ThürVersVO	Thüringer Verordnung über die erlaubnisfreie schadlose Versickerung von Niederschalgswasser vom 3. April 2002, GVBl. 2002, 204, zuletzt geändert am 28. Mai 2019, GVBl. S. 74, 122
ThürWG	Thüringer Wassergesetz vom 18. August 2009, GVBl. 2009, 648, zuletzt geändert am 4. Januar 2018
WasG SH	Wassergesetz des Landes Schleswig-Holstein vom 11. Februar 2008, GVOBl. 2008, 91, zuletzt geändert am 1. August 2016, GVOBl. S. 680
WG	Wassergesetz für Baden-Württemberg vom 3. Dezember 2013, GBl. 2013, 389, zuletzt geändert am 23. Februar 2017, GBl. S. 99, 106
WG LSA	Wassergesetz für das Land Sachsen-Anhalt vom 16. März 2011, GVBl. LSA 2011, 492, zuletzt geändert am 17. Februar 2017, GVBl. LSA S. 33

12 Quellenverzeichnis

Adriano, D. C. (2001): Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals, 2. Auflage. Springer, New York, Berlin, Heidelberg.

AGBoden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (H. Sponagel, W. Grottenthaler, K.-J. Hartmann, R. Hartwich, P. Janetzko, H. Joisten, D. Kühn, K.-J. Sabel, und R. Traidl, Eds.), 5th Auflage. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland, Hannover.

Aikawa, M., Hiraki, T., & Eiho, J. (2008): Study on the acidification and pollution of precipitation based on a data set collected on a 0.5-mm precipitation basis. Atmospheric Environment 42:7043–7049.

Albanese, S., & Cicchella, D. (2012): Legacy Problems in Urban Geochemistry. Elements 8:423–428.

Alloway, B. J. (1999): Schwermetalle in Böden: Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

Amrhein, C., Strong, J. E., & Mosher, P. A. (1992): Effect of Deicing Salts on Metal and Organic Matter Mobilization in Roadside Soils. Environmental Science and Technology 26:703–709.

Athanasiadis, K., Helmreich, B., & Horn, H. (2007): On-site infiltration of a copper roof runoff: Role of clinoptilolite as an artificial barrier material. Water Research 41:3251–3258.

Athanasiadis, K., Horn, H., & Helmreich, B. (2010): A field study on the first flush effect of copper roof runoff. Corrosion Science 52:21–29.

Bäckström, M. (2003): Grassed swales for stormwater pollution control during rain and snowmelt. Water Science and Technology 48:123–132.

Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkeson, L., & Lind, B. (2004): Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. Water Research 38:720–732.

Baker, D. E., & Senft, J. P. (1999): Schwermetalle in Böden: Analytik, Konzentrationen, WechselwirkungenS. 211–240 *In:* B. J. Alloway, editor. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

Barrett, M. E., Irish, L. B., Malina, J., & Charbeneau, R. (1998): Characterization of highway runoff in Austin, Texas, Area. Journal of environmental engineering 124:131–137.

Baumgartner, A. von (1979): Verdunstung im WaldeS. 39–53. Kommissionsverlag, Hamburg; Berlin.

Beer, F., Surkus, B., & Kocher, B. (2011): Stoffeintrag in Straßenrandböden - Messzeitraum 2008/2009. Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

Bertling, S., Odnevall Wallinder, I., Berggren Kleja, D., & Leygraf, S. (2006): Long-term corrosion-induced copper runoff from natural and artificial patina and its environmental impact. Environmental Toxicology and Chemistry 25:891–898.

Bielmyer, G. K., Arnold, W. R., Tomasso, J. R., Isley, J. J., & Klaine, S. J. (2012): Effects of roof and rainwater characteristics on copper concentrations in roof runoff. Environ. Monit. Assess 184:2797–2804.

Birke, M., & Rauch, U. (2000): Urban geochemistry: investigations in the Berlin metropolitan area. Environmental Geochemistry and Health 22:233–248.

Blume, H.-P. (2004): Handbuch des BodenschutzesS. 294–527 *In:* H.-P. Blume, editor. ecomed verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech.

Boivin, P., M., S., Pfeiffer, H. R., Hammecker, C., & Degoumois, Y. (2008): Depuration of highway runoff water into grass-coverd embankments. Environmental Technology 29:709–720.

Boller, M., & Häflinger, M. (1996): Verbleib von Schwermetallen bei unterschiedlicher Meteorwasserentsorgung. GWA Gas, Wasser, Abwasser 76:3–15.

Boulanger, B., & Nikolaidis, N. P. (2003): Mobility and aquatic toxicity of copper in an urban watershed. Journal of the american water resources association:325–336.

Bradl, H. B. (2004): Adsorption of heavy metal ions on soils constituents. Journal of Colloid and Interface Science 277:1–18.

Brand, M., Tiffert, A., Endres, M., Marks, T., Kocher, B., & Schnell, M. (2019): Effizienz technischer Sicherungsmaßnahmen im Erdbau - Untersuchungen von Bauweisen in Frelandlysimetern, Teil 1: Untersuchungszeitraum 2010-2013. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Reihe Straßenbautechnik, Bremen.

Bucheli, T. D., Müller, S. R., Heberle, S., & Schwarzenbach, R. P. (1998a): Occurence and Behavior of Pesticides in Rainwater, Roof Runoff, and Artificial Stormwater Infiltration. Environmental Science and Technology 32:3457–3464.

Bucheli, T. D., Müller, S. R., Voegelin, A., & Schwarzenbach, R. P. (1998b): Bituminous Roof Sealing Membranes as Major Sources of the Herbicide (R,S)-Mecoprop in Roof Runoff Waters: Potential Contamination of Groundwater and Surface Waters. Environmental Science and Technology 32:3465–3471.

Buchholz, S., Junk, J., Krein, A., Heinemann, G., & Hoffmann, L. (2010): Air pollution characteristics associated with mesoscale atmorpheric patterns in northwest continental Europe. Atmorspheric Environment 44:5183–5190.

Charters, F. J., Cochrane, T. A., & O'Sullivan, A. D. (2016): Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. Science of the Total Environment 550:265–272.

Czemiel Berndtsson, J., Emilsson, T., & Bengtsson, L. (2006): The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. Science of the Total Envirnonment 355:48–63.

Dahmen, G., Dombrowski, M., Gottschol, S., Kocher, B., Kukoschke, K.-G., Müller, A., Raskob, K.-H., & Sauer, A. (2010): Richtlinie zum Umgang mit Bankettschälgut. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Abteilung Straßenbau, Länderfachgruppe Straßenbetrieb Arbeitskreis Bankettschälgut.

DiBlasi, C. J., Li, H., Davis, A. P., & Ghosh, U. (2009): Removal and fate of polycyclic aromatic hydrocarbon pollutants in an urban stormwater bioretention facility. Environmental Science and Technology 43:494–502.

Dierkes, C., & Geiger, W. F. (1999): Pollution retention capabilities of roadside soils. Water Science and Technology 39:201–208.

Dierkes, C., Lucke, T., & Helmreich, B. (2015): General Technical Approvals for Decentralised Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS) - A current situation in Germany. Sustainablitity 7:3031–3051.

DWA (2005): Arbeitsblatt DWA-A 138 - Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

DWA (2006): Arbeitsblatt DWA-A 100 Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

DWA (2007): Merkblatt DWA-M 153 - Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

Endres, M., Brand, M., Tiffert, A., Schnell, M., Kocher, B., Marks, T., & Hilliges, R. (2016): Percolation and contamination transport in road embankments with and without technical safeguards to reduce percolation - lysimeter experiments. Transportation Research Procedia 14:2392–2401.

EPA (1999): Urban Storm Water Preliminary Data Summary (Chapter 4 Environmental Assessment).

Faller, M., & Reiss, D. (2005): Runoff behaviour of metallic materials used for roofs and facades - a 5-year field exposure study in Switzerland. Materials and Corrosion 56:244–249.

Fuerhacker, M., Haile, T. M., Monai, B., & Mentler, A. (2011): Performance of a filtration system equipped with filter media for parking lot runoff treatment. Desalination:118–125.

Geiger, W., Dreiseitl, H., & Stemplewski, J. (2009): Neue Wege für das Regenwasser, 3. Auflage. Oldenbourg Industrieverlag, München.

Gill, L. W., Ring, P., Casey, B., Higgins, N. M. P., & Johnston, P. M. (2017): Long term heavy metal removal by a constructed wetland treating rainfall runoff from a motorway. Science of the Total Environment 601-602:32–44.

Glass, C., & Bissouma, S. (2005): Evaluation Of A Parking Lot Bioretention Cell For Removal Of Stormwater Pollutants. WIT Transactions on Ecology and the Environment 81:699–708.

Gnecco, I., Berretta, C., Lanza, L. G., & La Barbera, P. (2005): Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. Atmospheric Research 77:60–73.

Göbel, P., Dierkes, C., & Coldewey, W. G. (2007): Storm water runoff concentration matrix for urban areas. Journal of Contaminant Hydrology 91:26–42.

Görner, K., & Hübner, K. (2002): Gewasserschutz und Abwasserbehandlung. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Green, S. M., Machin, R., & Cresser, M. S. (2008a): Long-term road salting effects on dispersion of organic matter from roadside soils into drainage water. Chemistry and Ecology 24:221–231.

Green, S. M., Machin, R., & Cresser, M. S. (2008b): Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformation in roadside soils. Envirnomental Pollution 152:20–31.

Grohmann, A., Jekel, M., Szewzyk, R., & Szewzyk, U. (2011): Wasser: Chemie, Mikrobiologie und nachhaltige Nutzung1. Aufl. Walter de Gruyter GmbH Co.KG,, Berlin, New York.

Gromaire-Mertz, M. C., Garnaud, S., Gonzalez, A., & Chebbo, G. (1999): Characterisation of urban runoff pollution in Paris. Water Science and Technology 39:1–8.

Grotehusmann, D., & Kasting, U. (2002): Untersuchung über die Beschaffenheit der Oberflächenabflüsse von Parlflächen bei Tank- und Rastanlagen. Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH, Im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, Hannover, Bergisch Gladbach.

Grotehusmann, D., Lambert, B., Fuchs, S., & Graf, J. (2017): Konzentrationen und Frachten organischer Schadstoffe im Straßenabfluss. Im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

Harada, S., & Komuro, Y. (2010): Decrease of non-point zinc runoff using porous concrete. Chemosphere:488–491.

Hares, R. J., & Ward, N. I. (1999): Comparionson of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. The Science of the Total Environment 235:169–178.

Hatt, B. E., Fletcher, T. D., & Deltic, A. (2008): Hydraulic and Pollutant Removal Performance of Fine Media Stormwater Filtration Systems. Environmental Science and Technology 42:2535–2541.

He, W. (2002): Atmospheric Corrosion and Runoff Processes on Copper and Zinc as Roofing Materials. Königlische Technische Hochschule Stockholm, Stockholm.

He, W., Odnevall Wallinder, I., & Leygraf, C. (2001): A laboratory study of copper and zinc runoff during first flush and steady-state conditions. Corrosion Science 43:127–146.

Hedberg, Y. S., Goidanich, S., Herting, G., & Odnevall Wallinder, I. (2015): Surface-rain interactions: Differences in copper runoff for copper sheet of different inclination, orientation, and atmospheric exposure conditions. Environmental pollution 196:363–370.

Hillenbrand, T., Toussaint, D., Böhm, E., Fuch, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M., Kreißig, J., & Kotz, C. (2005): Einträge von Kupfer, Zink and Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und mögliche Emissionsminderungsmaßhmen. Umweltbundesamt.

Hilliges, R., Schriewer, A., & Helmreich, B. (2013): A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff. Journal of Environmental Management:306–312.

Hjortenkrans, D., Bergbäck, B. G., & Häggerud, A. V. (2007): Metal Emissions from Brake Linings and Tires: Case Studie of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. Environmental Science and Technology 41:5224–5230.

Hjortenkrans, D., Bergbäck, B. G., & Häggerud, A. V. (2008): Transversal immission paterns and leachability of heavy metals in road side soils. Journal of Environmental Monitoring 10:739–746.

Horstmeyer, N., Huber, M., Drewes, J., & Helmreich, B. (2016): Evaluation of site-specific factor influencing heavy metal contents in the topsoil of vegetated infiltration swales. Science of the Total Environment 560-561:19–28.

Huber, M., & Helmreich, B. (2016): Stormwater Management: Calculation of Traffic Area Runoff Loads and Traffic Related Emissions. Water 8:294–315.

Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016): Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. Science of the Total Environment 541:895–919.

Hwang, H.-M., & Foster, G. D. (2006): Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff flowing into the tidal Anacostia River, Washington, DC, USA. Environmental Pollution 140:416–426.

Jiang, W., Sha, A., Xiao, J., Li, Y., & Huang, Y. (2015): Experimental study on filtration effect and mechanism of pavement runoff in permeable asphalt pavement. Construction and Building Materials:102–110.

Karlén, C., Odnevall Wallinder, I., Heijerick, D., & Leygraf, C. (2002): Runoff rates, chemical speciation and bioavailability of copper released from naturally patinated copper. Environmental pollution 120:691–700.

Kasting, U., & Grotehusmann, D. (2007): Bodenfilteranlagen zur Behandlung von Straßenabflüssen - Halbtechnische Bodenfilterversuche, Teil 2: Versuche zur Salzbelastbarkeit. KA - Abwasser, Abfall 54:789–797.

Kaufmann Alves, I., & Becker, M. (2017): Ingegrale Siedlungsentwässerung - Grundlagen und Lösungsansätze in Planung und BetriebS. 199–252. Bauhaus-Universität Weimar, Weimar.

Kayhanian, M., Stransky, C., Bay, S., Lau, S.-L., & Stenstrom, M. K. (2008): Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration. Science of the Total Environment 389:386–406.

Kelly, J., Thornton, I., & Simpson, P. R. (1996): Urban Geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soil in traditionally industrial and non-industrial areas in Britain. Applied Geochemistry 11:363–370.

Kluge, B., Markert, A., Facklam, M., Sommer, H., Kaiser, M., Pallasch, M., & Wessolek, G. (2018): Metal accumulation and hydraulic performance of bioretention systems after long- term operation. Journal of Soils and Sediments 18:431–441.

Kluge, B., Werkenthin, M., & Wessolek, G. (2014): Metal leaching in a highway embankment on field and laboratory scale. Science of the Total Environment 493:495–504.

Kluge, B., & Wessolek, G. (2012): Heavy metal patten and solute concentration in soils aling the oldest highway of the world - the AVUS Autobahn. Environmental Monitoring and Assessment 184:6469–6481.

Kocher, B. (2008): Schadstoffgehalte von Bankettmaterial - Bundesweite Datenauswertung. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

Kocher, B., Brose, S., Chlubek, A., Görg, C., Klein, N., & Siebertz, I. (2010a): Stoffeintrag in Straßenrandböden - Messzeitraum 2006/2007. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

Kocher, B., Brose, S., Chlubek, A., Karagüzel, N., Klein, N., & Siebertz, I. (2010b): Stoffeintrag in Straßenrandböden - Messzeitraum 2005/2006. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

Kocher, B., Wessolek, G., & Stoffregen, H. (2005): Water and Heavy Metal Transport in Roadside Soils. Pedosphere 15:746–753.

Kumar, K., Kozak, J., Hundal, L., Cox, A., Zhang, H., & Granato, T. (2016): In-situ infiltration performance of different permeable pavements in a employee used parking lot - A four-year study. Journal of Environmental Management 167:8–14.

LaBarre, W. J., Ownby, D. R., Lev, S. M., Rader, K. J., & Casey, R. E. (2016): Attenuation of copper in runoff from copper roofing materials by two stormwater control measures. Water Research 88:207–215.

Lambert, B., & Fuchs, S. (2008): Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Entwicklungsvorhabens - Versickerung des Niederschlagswassers von befestigten Verkehrsflächen. BIOPLAN im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt.

LAWA (2016): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Stuttgart.

Lee, J. Y., Bak, G., & Han, M. (2012): Quality of roof-harvested rainwater - Comparison of different roofing materials. Environmental Pollution 162:422–429.

Legret, M., & Pagotto, C. (2006): Heavy Metal Deposition and Soil Pollution Along Two Major Rural Highways. Environmental Technology 27:247–254.

Leroy, M.-C., Portet-Koltalo, F., Legras, M., Lederf, F., Moncond'huy, V., Polaert, I., & Marcotte, S. (2016): Performance of vegetated swales from improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. Science of the Total Environment 566-567:113–121.

Leuenberger-Minger, A. U., Faller, M., & Richner, P. (2002): Runoff of copper and zinc caused by atmospheric corrosion. Materials and Corrosion 53:157–164.

Li, H., & Davis, A. P. (2008): Heavy metal capture and accumulation in bioretention media. Environmental Science and Technology 42:5247–5253.

Lucke, T., & Nichols, P. W. B. (2015): The pollution removal and stormwater reduction performance of street-side bioretention basins after ten years in operation. Science of the Total Environment 536:784–792.

Magyar, M., Mitchell, V. G., Ladson, A. R., & Diaper, C. (2008): Lead and other heavy metals: Common contaminants of rainwater tanks in MelbourneS. 409–417 *In:* M. Lambert, T. M. Daniell, und M. Leonard, editors. Proceedings of Water Down Under. Engineers Australia; Causal Productions, Modbury, SA.

Mahabadi, M. (2012): Regenwasserversickerung, Regenwassernutzung - Planungsgrundsätze und Bauweisen. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.

Mangangka, I., Liu, A., Goonetilleke, A., & Egodawatta, P. (2016): Enhancing the Storm Water Treatment Performance of Constructed Wetlands and Bioretention Basins. Springer.

Markiewicz, A., Björklung, K., Eriksson, E., Kalmykova, A.-M. Y. Strömvall, & Siopi, A. (2017): Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. Science of the Total Environment 580:1162–1174.

Markiewicz-Patkowska, J., Hursthouse, A., & Przybyla-Kij, H. (2005): The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit. Environment international 31:513–521.

Mason, Y., Ammann, A. A., Ulrich, A., & Sigg, L. (1999): Behavior of Heavy Metals, Nutrients, and Major Components during Roof Runoff Infiltration. Environmental Science and Technology 33:1588–1597.

Matzinger, A., Riechel, M., Remy, C., Schwarzmüller, H., Rouault, P., Schmidt, M., Offermann, M., Strehl, C., Nickel, D., Sieker, H., Pallasch, M., Köhler, M., Kaiser, D., Möller, C., Büter, B., Leßmann, D., Tils, R. von, Säumel, I., Pille, L., Winkler, A., Bartel, H., Heise, S., Heinzmann, B., Joswig, K., Rehfeld-Klein, M., & Reichmann, B. (2017): Zielorientierte Planung von Maßnahmen der Regenwasserbewirtschaftung - Ergebnisse des Projekts KURAS. Gefördert durch das Bundesminsterium für Bildung und Forschung, Berlin.

McGrath, S. P. (1999): Schwermetalle in Böden: Analytik, Konzentrationen, WechselwirkungenS. 181–210 *In:* B. J. Alloway, editor. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.

McLaren, R. G., & Crawford, D. V. (1973): Studies on soil copper: II. The specific adsorption of copper by soils. Journal of Soil Science 24:443–452.

McQueen, A. D., Johnson, B. M., Rodgers Jr., J. H., & English, W. R. (2010): Campus parking lot stormwater runoff: Physicochemical analyses and toxicity tests using Ceriodaphnia dubia and Pimephales promelas. Chemosphere 79:561–569.

Mendez, C., Klenzendorf, J. B., Afshar, B. R., Simmons, M. T., Barrett, M. E., Kinney, K. A., & Kirisits, M. J. (2011): The effect of roofing material on the quality of harvested rainwater. Water Research 45:2049–2059.

Van Metre, P. C., & Mahler, B. J. (2003): The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams. Chemosphere 52:1727–1741.

Mikkelsen, P. S., Häfliger, M., Ochs, M., Jacobsen, P., Tjell, J. C., & Boller, M. (1997): Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater - A case study. Water Science and Technology 36:325–330.

Mikkelsen, P. S., Häfliger, M., Ochs, M., Tjell, J. C., Jacobsen, P., & Boller, M. (1996): Experimental assessment of soil and groundwater contaminations from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland. The Science of the Total Environment 189/190:341–347.

Morrison, S., Fordyce, F. M., & Scott, E. M. (2014): An initial assessment of spatial relationships between respiratory cases, soil metal content, air quality and deprivation indicators in Glasgow, Scotland, UK: relevance to the enviromnetal justice agenda. Environmental Geochemistry and Health 36:319–332.

Nadler, A., & Meißner, E. (2007): Versickerung des Niederschlaswassers von befestigten Verkehrsflächen - Abschlussbericht Entwicklungsvorhaben Oktober 1996 - Oktober 2005. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München.

Napier, F., D'Arcy, B., & Jefferies, C. (2008): A review of vehicle related metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the UK environment. Desalination 226:143–150.

Newman, A. P., Aitken, D., & Antizar-Ladislao, B. (2013): Stormwater quality performance of a macro-pervious pavement car park installation equipped with channel drain based oil and silt retention devices. Water Research 47:7327–7336.

Nightingale, H. I. (1975): Lead, Zinc, and Copper in Soils if Urban Storm-Runoff Retention Basins. American Water Works Association 67:443–446.

Norrström, A. C. (2005): Metal mobility by de-icing salt from an infiltration trench for highway runoff. Applied Geochemistry 20:1907–1919.

Nosrati, K. (2017): Identification of a water quality indicator for urban roof runoff. Sustainability of Water Quality and Ecology 9-10:78–87.

Nriagu, J. O., & Pacyna, J. M. (1988): Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature 333:134–139.

Nupearachchi, C. N., Mahatantila, K., & Vithanage, M. (2017): Application of graphene for decontamination of water; Implications for sorptive removal. Groundwater for Sustainable Development:206–215.

Odnevall Wallinder, I., Hedberg, Y., & Dromberg, P. (2009): Storm water runoff measurements of copper from a naturally patinated roof and from a parking space. Aspects on environmental fate and chemical speciation. Water Research 43:5031–5038.

Odnevall Wallinder, I., & Leygraf, C. (1997): A study of copper runoff in an urban atmosphere. Corrosion Science 39:2039–2052.

Odnevall Wallinder, I., & Leygraf, C. (2001): Seasonal variations in corrosion rate and runoff rate of copper roofs in an urban and a rural atmospheric environment. Corrosion Science 43:2379–2396.

Odnevall Wallinder, I., Leygraf, C., Karlén, C., Heijerick, D., & Janssen, C. R. (2001): Atmospheric corrosion of zinc-based materials: runoff rates. chemical speciation and ecotoxicity effects. Corrosion Science 43:809–816.

Odnevall Wallinder, I., Verbiest, P., He, W., & Leygraf, C. (2000): Effect of exposure direction and inclination on the runoff rates of zinc and copper roofs. Corrosion Science 42:1471–1487.

Odnevall Wallinder, I., Zhang, X., Goidanich, S., Le Bozec, N., Herting, G., & Leygraf, C. (2014): Corrosion and runoff rrates of Cu and three Cu-alloys in marine environments with increasing chlorid deposition rate. Science of the Total Environment 472:681–694.

Ottow, J. (2011): Mikrobiologie von Böden - Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Pagotto, C., Legret, M., & Le Cloirec, P. (2000): Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement. Water Research 34:4446–4454.

Paradelo, R., Conde-Cid, M., Abad, E. M., Nóvoa-Munoz, J. C., & Fernández-Calvino, D. (2018): Retention and transport of mecoprop on acid sandy-loam soils. Ecotoxicology and Envirnomental Safety 148:82–88.

Pennington, S. L., & Webster-Brown, J. G. (2008): Stormwater runoff quality from copper roofing, Auckland, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 42:99–108.

Perkins, C., Nadim, F., & Arnold, W. R. (2005): Effects of PVC, cast iron and concrete conduit on concentrations of copper in stormwater. Urban Water Journal 2:183–191.

Persson, D., & Kucera, V. (2001): Release of metals from buildings, constructions and products during atmospheric exposure in Stockholm. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1:133–150.

Pierce, R. C., & Wong, M. P. (1988): Pesticides in Agricultural Waters: The Role of Water Quality Guidlines. Canadian Water Resources Journal 13:33–49.

Piguet, P., Parriaux, A., & Bensimon, M. (2008): The diffuse infiltration of road runoff: An environmental improvement. Science of the Total Environment 397:13–23.

Pitt, R., Clark, S., & Field, R. (1999): Groundwater contamination potential from stromwater infiltration practices. Urban Water 1:217–236.

Reddy, K. R., Xie, T., & Dastgheibi, S. (2014): Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials. Journal of Environmental Chemical Engineering 2:282–292.

Revitt, D. M., Lundy, L., Coulon, F., & Fairley, M. (2014): The sources, impact and management of car park runoff pollution: A review. Journal of Environmental Management 146:552–567.

Robert-Sainte, P., Gromaire, M. C., De Gouvello, B., Saad, M., & Chebbo, G. (2009): Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in Paris Conurbation. Environmental Science and Technology 43:5612–5618.

Rocher, V., Azimi, S., Gasperi, J., Beuvin, L., Muller, M., Moillerion, R., & Chebbo, G. (2004): Hydrocarbons and metals in atmospheric depositon and roof runoff in central Paris. Water, Air and Soil Pollution 159:67–86.

Rushton, B. T. (2001): Low-impact parking lots design reduces runoff and pollutant loads. Journal of water resources planning and management 127:172–179.

Sansalone, J. J., & Buchberger, S. G. (1997): Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. Journal of Environmental Engineering 123:134–143.

Sauvé, S., Hendershot, W., & Allen, H. E. (2000): Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. Enviromnetal Science and Technology 34:1125–1131.

Savric, I. (2001): Einflussfaktoren auf die Bindung und Mobilität organischer und anorganischer Stoffe in kontaminierten Rieselfeldböden. Technische Universität Berlin, Fakultät für Prozesswissenschaften, Berlin.

Scheiwiller, E. (2008): Schadstoffabschwemmungen: Am Beispiel von Hochleistungsstraßsen. GWA 88:539–546.

Schinner, F., & Sonnleitner, R. (1997): Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik - Anorganische Schadstoffe. Springer, Berlin, Heidelberg.

Schriewer, A., Horn, H., & Helmreich, B. (2008): Time focused measurements of roof runoff quality. Corrosion Science 50:384–391.

Selim, H. M. (2013): Advances in AgronomyS. 275–308 *In:* D. Sparks, editor. Elsevier, Academ. Press.

Sieker, F., Sieker, H., Zweynert, U., & Schlottmann, P. (2009): Konzept für bundeseinheitliche Anforderungen an die Regewasserbewirtschaftung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

Smith, J. A., Sievers, M., Huang, S., & Yu, S. L. (2000): Occurrence and phase distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban storm-water runoff. Water Science and Technology 43:383–388.

Sounthararajah, D. P., Loganathan, P., Kandasamy, J., & Vigneswaran, S. (2017): Removing heavy metals using permeable pavement system with a titanate nano-fibrous adsorbent column as a post treatment. Chemosphere:467–473.

Sparks, D. L. (2003): Environmental Soil Chemistry, 2nd Auflage. Academic Press, San Diego [u.a].

Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J., & Smith, C. L. (2012): Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. Atmospheric Environment 61:283–293.

Stagge, J. H., Davis, A. P., Jamil, E., & Kim, H. (2012): Performance of grass swales from improving water quality from highway runoff. Water Research 46:6731–6742.

Steiner, M. (2003): Adsorption von Kupfer aus Niederschlagsabflüssen an granuliertes Eisenhydroxid. ETH Zürich.

Stotz, G., & Krauth, K.-H. (1998): Bemessung der Versickerungsfläche nach dme Bodenbelastungspotenzial. Insitut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abflasswirtschaft, Universität Stuttgart Im Auftrag der Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFS), Hennef, Stuttart.

Sullivan, J. H., & Worsley, D. A. (2002): Zinc runoff from galvanised steel materials exposed in industrial/marine environment. British Corrosion Journal 37:282–288.

Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Branchu, P., Kovac, Y., & Gromaire, M.-C. (2017a): Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices - Inter-site comparison. Science of the total environment 579:881–892.

Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., & Gromaire, M.-C. (2016): Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: A literature review. Science of the Total Environment 569-570:904–926.

Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., & Gromaire, M.-C. (2017b): Assessment of metal and PAH profiles in SUDS soil based on an improved experimental procedure. Journal of Environmental Management 202:151–166.

Thomas, P. R., & Greene, G. R. (1993): Rainwater quality from different roof catchments. Water Science and Technology 28:291–299.

Timm, A., Kluge, B., & Wessolek, G. (2018): Hydrological balance of paved surfaces in moist mid-latitude climate - A review. Landscape and Urban Planning 175:80–91.

Trenouth, W. R., & Gharabaghi, B. (2015): Soil amendments for heavy metals removal from stormwater runoff discharging to environmentally sensitive areas. Journal of Hydrology:1478–1487.

Tromp, K., Lima, A. T., Barendregt, A., & Verhoeven, J. T. A. (2012): Retention of heavy metals and poly-aromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. Journal of Hazardous Materials 203-204:290–298.

Turer, D. G., & Maynard, J. B. (2003): Heavy metal contamination in highway soils. Comparison of Corpus Christi, Texas amd Cincinnati, Ohio shows organic matter is key to mobility. Clean Technology and Environmental Policy 4:235–245.

Turer, D., Maynard, J. B., & Sansalone, J. J. (2001): Heavy metal contamination in soils of urban highways: Comparison between runoff and soil concentrations at Cincinnati, Ohio. Water, Air, and Soil Pollution 132:293–314.

Vijayaraghavan, K. (2016): Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. Renewable and Sustainable Energy Reviews 57:740–752.

Vijayaraghavan, K., & Joshi, U. M. (2014): Can green roof act as a sink fpr contaminants? A methodological study to evaluate runoff quality from green roofs. Envirnomental Pollution 194:121–129.

Vijayaraghavan, K., Joshi, U. M., & Balasubramanian, R. (2012): A field study to evaluate runoff quality from green roofs. Water Research 46:1337–1345.

Wang, H., Qin, J., & Hu, Y. (2017): Are green roofs a source or sink of runoff pollutants? Ecological Engineering 107:65–70.

Warren, R. S., & Birch, P. (1987): Heavy metal levels in atmospheric particulates, roadside dust and soil along a mojor urban highway. The Science of the total Environment 59:253–256.

Werkenthin, M. (2015): Assessment of metal contamination and retention capacity of highway embankment soils. Technische Universität Berlin, Berlin.

Werkenthin, M., Kluge, B., & Wessolek, G. (2014): Metals in European roadside soils and soil solution - A review. Environmental Pollution 189:98–110.

Werkenthin, M., Kluge, B., & Wessolek, G. (2017): Schwermetallrückhalt standfester Bankette. Straße + Autobahn 68:366–371.

Wessolek, G., Kluge, B., Toland, A., Nehls, T., Klingelmann, E., Rim, Y. N., Mekiffer, B., & Trinks, S. (2011): Perspectives in Urban Ecology: Ecosystems and Interactions Between Humans and Nature in the Metropolis of BerlinS. 89–134 *In:* W. Endlicher, editor. Springer, Berlin Heidelberg.

Wessolek, G., & Kocher, B. (2002): Verlagerung straßenverkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser. Technische Universität Berlin, Im Auftrag der Bundesanstalt fü Straßenwesen.

Wessolek, G., & Kocher, B. (2011): Verlagerung straßenverkehrsbedingter Stoffe mit dem Sickerwasser. Im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen, Technische Universität Berlin.

Wicke, D., Cochrane, T. A., O'Sullivan, A. D., Cave, S., & Derksen, M. (2014): Effect of age and rainfall pH on contaminant yields from metal roofs. Water Science and Technology 69:2166–2173.

Wikström, A. A. (2015): Potential Sources of Stormwater Pollutants. Lulea University of Technology.

Winiarski, T., Bedell, J.-P., Delolme, C., & Perrodin, Y. (2006): The impact of stormwater on a soil profile in an infiltration basin. Hydrogeology Journal 14:1244–1251.

Winiarski, T., Lassabatere, L., Angulo-Jaramillo, R., & Goutaland, D. (2013): Characterization of the heterogenous flow and pollutant transfer in the unsaturated zone in the fluvio-glacial deposit. Procedia Environmental Science 19:955–964.

Zhang, K., Yong, F., McCarthy, D. T., & Deletic, A. (2018): Predicting long term removal of heavy metals from porous pavements for stormwater treatment. Water Research:236–245.

Zhang, Q., Wang, X., Hou, P., Wan, W., Li, R., Ren, Y., & Ouyang, Z. (2014): Quality and seasonal variation of rainwater harvested from concrete, asphalte, ceramic tile and green roofs in Chongqing, China. Journal of Environmental Management 132:178–187.

Zimmermann, F., Lux, H., Maenhaut, W., Matschullat, J., Plessow, K., Reuter, F., & Wienhaus, O. (2003): A review of air pollution and atmospheric deposition dynamics in southern Saxony, Germany, Central Europe. Atmospheric Environment 37:671–691.

Zimmermann, J., Dierkes, C., Göbel, P., Klinger, C., Stubbe, H., & W.G., C. (2005): Metal concentrations in soil and seepage water due to infiltration of roof runoff by long term numerical modelling. Water Science and Technology 51:11–19.

Zobrist, J., Müller, S. R., Ammann, A., Bucheli, T. D., Mottier, V., Ochs, M., Schoenenberger, R., Eugster, J., & Boller, M. (2000): Quality of roof runoff for groundwater infiltration. Wat. Res. 34:1455–1462.

A Anhang

Quelle	Code	Blei [µg/l]	Blei [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Nickel [µg/l]	Nickel [µg/l]	Chrom [µg/l]	Chrom [µg/l]	Zink [µg/l]	Zink [µg/l]	PAK [µg/l]	PAK [µg/l]
		Summe	Gelöst	Summe	Gelöst	Summe	Gelöst	Summe	Gelöst	Summe	Gelöst	Summe	Gelöst	Summe	Gelöst
Dierkes und Geiger (1999)	1	20	10	3,6	0,7	130	56					3000	1300		
Dierkes und Geiger (1999)	1	60		1	0,6	150	80								
Dierkes und Geiger (1999)	1	40		3,3	2,4	70	60					41000	23100		
Dierkes und Geiger (1999)	3	4		7,6	1,8	160	50					800	600		
DiBlasi et al. (2009)	4													2,08	0,23
Huber et al. (2016)[11]	4	61,5		2,7	0,7	53,7	20,3	13,1	4,7	11,2	1,8	212	76,2		
Huber et al. (2016)	4	32,3	0,9	3,2	0,2	64,6	16	16,3	0,9	12	1,2	285	68		
Huber et al. (2016)	3	79,3	3,9	5,6	0,6	105	26,4	20,5	10,5	13,2	3	474	113		
Huber et al. (2016)	5	49,9	1,4	10,3	0,5	63,9	26,1	82	15,9	83,5	4	2231	354		
Huber et al. (2016)	2	64,4	1,3	1,8	0,5	60,7	23,3	22,6		18,6		306	76,9		

[11] Errechnete Gesamtkonzentrationen bei unterschiedlicher Datengrundlage; siehe dazu Tabelle 5 in Huber et al. 2016.

VD: Verkehrsdichte; AADT: Average Annual Daily Traffic

Straße, niedrige VD: AADT < 5000; Straße, mittlere VD: AADT > 5000 und < 15.000; Straße, hohe VD: > 15.000 AADT;

Autobahn, niedrige VD: AADT < 30.000; Autobahn, hohe VD: AADT > 30.000

Quelle	Code	Blei [µg/l]	Blei [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Nickel [µg/l]	Nickel [µg/l]	Chrom [µg/l]	Chrom [µg/l]	Zink [µg/l]	Zink [µg/l]	PAK [µg/l]	PAK [µg/l]
Huber et al. (2016)	1	31,7	12,8	2,6	1,4	84,4	34,6	29,3	14	25	11,3	385	204		
Huber et al. (2016)	1	33,1	3	4,1	1,3	63,5	35,5	19,2	14,9	17,9	4,5	338	217		
Gill et al. (2017)[12]	1	67	20,1	4,5		46	18,6					180,7	36,4		
Leroy et al. (2016)	4	45		0,3		66						216		9,4	
De Becdelièvre et al. (2009)	4	210		11,3		73,7						300		3,2	
Gnecco et al. (2005)	4[13]		13				19						81		
Barrett et al. (1996)	4	41				10						77			
Werkenthin et al. (2017)[14]	1	26,8	0,8	0,5	0,13	157,1	16,1	18	2,4	57,7	4,7	500	50		
Flanagan et al. (2018)	2	62,9	0,43	0,3	0,1	258	24,9	37,2	0,9	16,2	0,63	693	32,3	4,9	0,2
Legret und Pagotto (1999)	2	58	3,9	1	0,53	45	25					356	222		
Helmreich et al. (2010)	1	43		0,5		155	40,1	35	9,35			592	228,7		
Hilliges et al. (2013)	1	37,2				194						933			

[12] Gesamtkonzentration über sechs Regenereignisse 2005.

[13] Straße in Wohnsiedlung mit niedriger Verkehrsdicht, ohne genauere Angaben.

[14] Angaben entsprechen der gemessenen Gesamtkonzentration

Quelle	Code	Blei [µg/l]	Blei [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Nickel [µg/l]	Nickel [µg/l]	Chrom [µg/l]	Chrom [µg/l]	Zink [µg/l]	Zink [µg/l]	PAK [µg/l]	PAK [µg/l]
Tromp et al. (2012)	1	29,3	2,6	0,6	0,41	117,1	82	3,8	1,94	4,1	1,5	289,8	130,4		
Stagge et al. (2012)	1	24		3		56						440			
Kocher 2010	1	25		0,05		30		10		5		25			
	1	25		0,05		30		10		5		68			
	1	25		0,05		30		10		5		74			
Kocher 2010	1	25		0,1		25		10		5		77,2			
	1	25		0,1		25		10		5		153,4			
	1	25		0,1		25		10		5		100			
Lange et al. 2003	1	8,3	0,1	0,51	0,16	226,1	22,1	35,3	4,4	96,8	3,8	738	144		
	1	55	5	1,3	0,3	114	24	10	10	5	5	713	173		
Pagotto et al. 2000	2	57		1,3		36						320		1,1	
Barbosa and Hvitved-Jacobsen 1999	4		10,8				10,7						172		
Kayhanian et al. 2008	1		0,76				21		5,3				102		
Kayhanian et al. 2008	1		0,8				28		6				116		
Kayhanian et al. 2008	1		3,2				29		4,7				96		
Leroy et al. 2016	4	45		0,3		66						216		9,4	

Quelle	Code	Blei [µg/l]	Blei [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Cadmium [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Kupfer [µg/l]	Nickel [µg/l]	Nickel [µg/l]	Chrom [µg/l]	Chrom [µg/l]	Zink [µg/l]	Zink [µg/l]	PAK [µg/l]	PAK [µg/l]
Endres et al. 2016	4	20,6	7	0,2	0,2	54,8	17,8	10,7	3,9	12,8	2,9	291,6	67,4		
Preciado and Li 2006	2	18	1			45	15					148	80		
Grotehusmann et al. 2017	1	20,4	1,3	0,33	0,2	186	31					563	139	4,68	0,05
Grotehusmann et al. 2017	1	12,5	1,2	0,17	0,17	69	12					251	47	2,89	0,14
Grotehusmann et al. 2017	1	21,7	1,1	0,25	0,25	105	20					250	53	2,81	0,08